

TARTU ÜLIKOOL
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduse instituut
Geograafia osakond

Magistritöö ökotehnoloogias

**Lämmastiku ja fosfori väljakande modelleerimine empiiriliste
mudelite abil Eesti jõgedel**

ANNA PALUSALU

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja: /allkiri, kuupäev/

Osakonna juhataja: /allkiri, kuupäev/

Juhendajad: PhD Evelyn Uuemaa
PhD Arvo Järvet

TARTU 2015

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Teoreetiline taust	7
1.1. Lämmastiku ja fosfori liikumine maastikus	7
1.1.1. Lämmastikuringe	7
1.1.2. Fosforiringe	7
1.2. Lämmastiku ja fosfori väljakannet mõjutavad tegurid	8
1.2.1. Äravool	8
1.2.2. Valgla reljeef	9
1.2.3. Valgla pindala	9
1.2.4. Maakasutus	10
1.2.5. Maaparandus	10
1.2.6. Muld	11
1.2.7. Temperatuur	12
1.3. Vee omaduste modelleerimine	12
1.3.1. Mudelite jaotus ja enamlevinud mudelid	14
1.3.2. Mudelite tulevikusuunad	17
2. Materjal ja metoodika	18
2.1. Uurimisalad	18
2.2. Andmed	23
2.2.1. Maakasutus	23
2.2.2. Maaparandus	23
2.2.3. Muld	23
2.2.4. Äravool	24
2.2.5. Vee keemilised omadused	24
2.2.6. Punktreostus	24
2.2.7. Loomakasvatused	24
2.2.8. Kõrgusmudel	25
2.2.9. Väetamine	25
2.3. Statistiline analüüs	25

2.4. Porijõe mudel.....	27
2.4.1. Porijõe mudeli täiendamine.....	28
3. Tulemused ja arutelu	29
3.1. Korrelatsioonanalüüs	29
3.2. Ärakanne hüdroloogilistel perioodidel	36
3.3. Regressioonimudelid 2N/2P ja Porijõe mudel.....	48
Kokkuvõte	52
Summary	55
Tänuavaldused.....	57
Kasutatud kirjandus.....	58
LISAD	64

Sissejuhatus

Kasvava inimkonna tõttu on olnud lämmastiku ja fosfori sihikindel suurendamine vajalik põllumajandusliku tootmise jätkusuutlikkuse tagamiseks. Lisaks põllumajandusele ja fossiilsete kütuste põletamisele, lisavad ka tööstuslikud protsessid (lõhkeained, raketikütus, nitroparafiinid, sünteetilised kiudained jne) lämmastikku ringlusesse juurde (Olli, 2010). Erinevatel hinnangutel on 50–80% lämmastikust ja 40–60% fosforist Eesti veekogudes pärit põllumajandusest (Pandivere ja ..., 2013; Eesti riiklik keskkonnaseire). Kui taimed ei suuda mullas olevat toitainete hulka ära kasutada, algab selle väljakanne veekogudesse, mida mõjutavad nii maakasutus kui ka maastiku struktuur (Uemaa *et al.*, 2007). Lisaks eelnevale on olulised sademete hulk, reljeef, mulla tüüp ja omadused, geoloogilised tingimused, kliimaatilised muutused, põllumajanduse osakaal ja tüüp ning reostusallikate kaugus veekogudest (Jones *et al.* 2001, Harmel *et al.* 2006, Wickham *et al.* 2008).

Eestis on valdavalt läbiuhtumise tüüpi veerežiimiga mullad, mille tõttu toimub taimetoitainete suur kadu leostumise teel (väljauhtumine mullast liikuva pinnasevee toimet) (Kärblane, 1998). Tagajärjeks on veekvaliteedi halvenemine, veekogude eutrofeerumine, looduslike elupaikade kahjustumine ja liigirikkuse vähenemine. Lämmastiku ja fosfori reostus pärineb peamiselt kahest allikast: punktreostusest ja hajureostusest. Punktreostus ehk punktsaaste on kindla asukohaga seotud reostus (nt loomafarmid, linnade heitveeväljalaskmed, tööstusettevõtted). Hajureostus on veekogu või põhjaveekihi reostumine pinnase või õhu kaudu (Maastik *et al.*, 2004). Punktreostuse vähendamine mõjub enamasti fosfori sisaldust vees ning väetiste vähendamise ehk hajusreostuse mõju vähendab peamiselt nitraatlämmastiku ärakannet (Hesse *et al.*, 2012). Seega fosforireostus pärineb kõige rohkem punktreostusallikatest ning lämmastik hajusreostusest (Environmental report 7, 1993; Hesse *et al.*, 2012), mida kinnitavad ka Eesti jõgede keskkonnaseire hüdrokeemiliste aruannete tulemused. Hajureostus, kui kõige tõenäolisem veekvaliteedi ohutegur on välja toodud ka näiteks Ida-Eesti vesikonna veemajanduskavas. Lisaks mõjutavad ainete ärakannet äravoolu muutused ning veekogude hüdro-morfoloogilised muutused (Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava, 2015). Hajureostusest pärinevat toitainete kahjulikku mõju veekvaliteedile ei saa langetada üksnes mineraalväetiste kasutamise piiramisega põllumajanduses. Veereostuse vähendamiseks peab arvesse võtma ka muldade omadusi ning põllumajandus tuleb korraldada vastavalt kohalikele tingimustele. Sööti jäänud maade taaskasutamine intensiivses põllumajanduses peab toimuma läbimõeldult. Soovitav on kevadine

hiline mullaharimine, sügiskünni vähendamine ning suure toitainete omastamisega põllukultuuride viljelemine, vahekultuuride või mitmeaastaste kultuuride kasvatamine (Meissner *et al.*, 2002; Meza *et al.*, 2008; Deelstra *et al.*, 2009).

Eestis 1990ndatel toimunud maareformi eesmärk oli kujundada riiklikul maaomandil rajanevad suhted ümber peamiselt maa eraomandil põhinevateks suheteks. Samuti oli maareformi eesmärgiks luua eeldused maa efektiivsemaks kasutamiseks (Jürgens, 2013). Tulemuseks oli tootmise vähenemine ja veekogude seisundi paranemine (Environmental report 7, 1993). 2010. aasta põllumajandusloenduse andmetel on põllumajanduslike majapidamiste arv järjest kahanenud, kuid kasutatava põllumajandusmaa pindala on võrreldes 2001. aastaga kasvanud 8% (Eesti Statistika, 2010), mis näitab, et põllumajandustootmine on koondunud suurfarmidesse. Pärast tootmise vähenemist jätkus reostuskoormus edasine langus tänu tootmise kaasajastamise, reoveepuhastite ehitamise ja uuendamisega ning korrastatud õigusloome ja saastetasu ning veehinna tõusuga. Üha rohkem on ka reovee puhastamisel hakatud kasutusele võtma bioloogilis-keemilist süvapuhastust koos fosforiärastusega (Punktreostusallikate...). Suurem väetiste kasutamine Eestis algas 1960ndate lõpus ning kõrghetkeks oli 1980ndate teine pool; peale seda algas nende kasutamise kiire langus (Iital jt., 2010).

1996–2000. aastate keskmisena oli Eestis lämmastiku- ja fosforibilanss negatiivne ehk rohkem toitaineid eemaldatati kui anti tagasi (Kärblane jt, 2002), Statistikaameti 2004–2013. aasta andmed näitavad, et lämmastikubilanss on muutunud positiivseks, kuid fosfori oma jäänud negatiivseks. Kõige suurem lämmastiku eemaldamine toimus ja toimub ka tänapäeval saagi koristusega (~55%) (Kärblane, 2002; Kroes ja Roelsma, 2007), seejärel lendumisega (~6%), leostumise (~0,4%) ja ärauhumise (~0,3%) ning fosfori puhul toimub peamine eemaldamine saagiga (~10%) (Kärblane, 2002; Alekand, 2007). Leostumiskaona hinnatakse Eestis ainult 1,5% väetisega antud lämmastikust ja 0,2% fosforist ning erosioonikaona vastavalt 1,0% ja 0,3% (Kärblane jt, 2002). Eesti Põllumajandusuuringute Keskuse 2003–2011. aastal läbi viinud põllumuldade fosfori uuringust tuleb välja, et just Lääne-Eesti mullad on suure fosfori defitsiidiga (Ameerikas, 2013).

Toitainete ärakande levikus ilmnevad olulised regionaalsed iseärasused, mis on tingitud valglate erinevast aluspõhjast, pinnakattest ja muldade omadustest (Järvekülg & Viik, 1994; Järvekülg, 2001). Lämmastiku laialdane reostuse levik suvel on iseloomulik Põhja-Eesti lavamaale,

Lahkme- ja Lääne-Eesti rannikumadaliku karstunud aluspõhja, lubjarikkast moreenist õhukese pinnakatte ja leostunud muldadega piirkondadest algavatele põhjaveetoitelistele jõgedele (Jägala, Pedja, Põltsamaa). Nende jõgede vee nitraatide (NO_3) reostus pärineb suvel valdavalt põhjaveest, kuhu nitraatide liikumist soodustavad aluspõhja ja pinnakatte eelnimetatud omadused (Järvekülgi & Viik, 1994; Järvekülgi, 2001). Suure põhjaveelise toitumisega jõgedes, mis algavad liivakivi avamusalt, paiknevad paksu pinnakattega Lõuna-Eesti kõrgustikel ja Vooremaal, on suvel NO_3 reostus võrdlemisi väikese levikuga. Järvedest algavad ja madalveeperioodil järveveest toituvad jõed (Võhandu, Emajõgi, Amme) on peaaegu alati madala või mõõduka nitraatide sisaldusega ning NO_3 kõrget sisaldust nende vees suvel peaaegu ei esine. Soodest toituvad jõed (enamik Lõuna-Pärnumaa väikejõgesid, Vihterpalu jõgi, Tagajõgi ja selle lisajõed) on kogu Eesti territooriumil suvel väikese nitraatide sisaldusega (Jõgede hüdrokeemiline seire; Järvekülgi & Viik, 1994; Järvekülgi, 2001).

Fosfaatide reostus jõgedes pärineb enamasti suurtest punktreostusallikatest, kuid selle levikus puuduvad selged regionaalsed iseärasused, kuigi Lõuna-Eesti jõgedes on reostus kõige sagedasem ja ulatuslikum (Järvekülgi & Viik, 1994; Järvekülgi, 2001). Üheks põhjuseks võib olla sealsete jõgede vee ja valgla muldade väiksem kaltsiumisisaldus ja sellest tulenev väiksem puhverdusvõime fosfori suhtes kui Eesti põhjapoolmiku jõgedel. Kaltsiumioonid sadestavad fosfaatioone veest välja kaltsiumfosfaatidena. Samuti võib künkliku reljeefiga Lõuna-Eesti põldudel kantud jõgedesse rohkem fosforväetisi mullaerosiooni tõttu kui Põhja-Eestis. Jõgede suurim mineraalse fosforiga reostusallikas on olmereovesi, mille suur fosforisisaldus tuleneb eelkõige polüfosfaatide baasil valmistatud pesupulbrite massilise tarbimise tõttu (Järvekülgi and Viik, 1994). Madala üldfosforisisaldusega ($\leq 0,015$ mg/l) jõelõike ja jõgesid on vähe ning need paiknevad hajusalt, enamasti Pandivere kõrgustiku äärealadel ja Saaremaal (Järvekülgi, 2001).

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on:

- Ü. Manderi (Mander *et al.* 2000) toitainete ärakandemudeli põhjal Eesti seirejõgede hajureostusest tuleneva lämmastiku ja fosfori ärakande hindamine/arvutamine;
- seirejõgede valglatele mudeli parandite leidmine, et täpsustada praegusaegset ärakannet;
- ainete ärakande analüüs hüdrooloogilistest perioodidest lähtuvalt ning suurvee esinemise ajal ainete ärakande suurte erinevuste selgitamine.

1. Teoreetiline taust

1.1. Lämmastiku ja fosfori liikumine maastikus

1.1.1. Lämmastikuringe

Lämmastikuringe aluseks võib võtta õhus oleva lämmastiku (N_2), mis liigub tsükliliselt atmosfääri gaasilisest vormist anorgaaniliste ja orgaaniliste ühendite seotud lämmastikuks ja tagasi atmosfääri gaasiliseks vormiks (Elias, 2013). Lämmastikuringega seoses on oluline hüdroloogiline tsükel. Lämmastiku ärakanne mullast toimub väljauhtumise, taimede poolt omastamise, denitrifikatsiooni ning mulda akumuleerimise kaudu (Environmental report 7, 1993).

Pinnasevee taseme tõusmisel tõrjub vesi hapniku pinnasest välja, tekitades nõnda anaeroobse keskkonna. Piisava koguse süsiniku olemasolul ning hapnikuvaestes tingimustes redutseerivad denitrifitseerivad bakterid nitraatlämmastiku molekulaarse lämmastikuni või dilämmastikoksiidini ehk vabaneb gaasiline lämmastik (Metsur and Valdmaa, 2003; Maastik *et al.*, 2004; Timmusk, 2007), seetõttu levib nitraatreostus ainult maapinnalähedases aeroobses veekihi. Denitrifikatsiooni intensiivsus sõltub mulla happesusest, temperatuurist, hapnikurežiimist ning taimede kasvust. Aeroobsetes tingimustes liigub lämmastik sademete ja nõrgvee abil pinna- ja/või põhjavette (Metsur and Valdmaa, 2003; Elias, 2013) ning sinna jõudev lämmastik (olulisem komponent on nitraatlämmastik) pärineb peamiselt agroökosüsteemidest (Olli, 2010).

1.1.2. Fosforiringe

Fosforiringe on biogeokeemiline tsükel, milles fosfori ühendid liiguvad pinnase, veekogude ja elusorganismide vahel, õhukeskkond ei ole fosforiringes oluline, kuna fosfor ja selle ühendid on tavaliselt tahked ning ei lendu (Timmusk, 2007; Science Learning Hub, 2013). Fosfor esineb mullas kas mineraalide koostises (nt kaltsiumfosfaat) või orgaaniliste ühenditena. Taimed omastavad fosforit fosfaatidena, mis on vees hästi lahustuvad fosforhappesoolad, absorbeerides neid juurte abil ning loomad omastavad fosforit taimede kaudu ning annavad oma ekskrementidega ühendi loodusesse tagasi (Timmusk, 2007). Taimedele omastatavate anorgaaniliste fosforühendite lahustuvus sõltub mulla pH-st. Kui mulla pH on väiksem kui 4 või suurem kui 8, hakkab fosfor teiste ühenditega sidemeid moodustama, mistõttu on mullas üha

vähem taimedele omastatavat fosforit (Science Learning Hub, 2013). Näiteks mullas sisalduvad raua-, alumiiniumi-, kaltsiumi- ja saviühendid võivad fosfaatsoolasid väga tugevalt siduda ning muuta need sel teel taimedele kättesaamatuks (Timmusk, 2007) ning osad bakterid muudavad fosfori orgaanilisteks vormideks, mis ei ole taimedele enam omastatavad (Science Learning Hub, 2013).

Taimede optimaalseks kasvuks on tihti vaja rohkem fosforit, kui mullas seda on. Lisaks põllukultuuride saagikoristamisega, eemaldatakse tihti ka kõik üleliigsed taimejäänused põllult, mistõttu ei jõua taimede biolagunemisel osa fosforist tagasi mulda. See puudujääk korvatakse fosforväetiste kasutamisega. Kui aga liigne fosfor jääb taimede poolt kasutamata, liigub see mullaveega veekogudesse, põhjustades seal fosfori akumulatsiooni ning eutrofeerumist. Juba fosfaatide 0,04–0,05 mg P/l kontsentratsioon vees võib põhjustada vähetoitelistes veekogudes taimestiku liigilise koosseisu olulisi muutusi (Marksoo, 1979).

Lahustunud fosfor vajab liikumiseks kõrget mulla fosforisisaldust ja/või hiljutist sõnnikulaotust, intensiivsest äravoolu esinemist, mis võimaldavad kiiret fosfori ärakannet (Lazzarotto, 2004). Fosfori ärakannet ei saa kindlasti seletada vaid sõnnikust tuleneva ja vihmaga ärakanduva hajureostuse andmete põhjal. Teised protsessid võivad olla samatähtsad. Näiteks veekogudes ja setetes toimuvad protsessid võivad olla väga olulised toitainete ärakande dünaamikas (Lazzarotto *et al.*, 2005).

1.2. Lämmastiku ja fosfori väljakannet mõjutavad tegurid

1.2.1. Äravool

Kuigi toitainete kontsentratsioon kõigub aasta jooksul palju ning selle ärakanne on mõjutatud paljudest keskkonnateguritest, on üheks peamiseks ärakande mõjutajaks nii lämmastiku (Sobota *et al.*, 2009) kui fosfori puhul äravoolurežiim (Letey and Vaughan, 2013; Lewis *et al.*, 2013; Petry *et al.*, 2002; Wei *et al.*, 2013) ning seda ka märgalades (Tanner and Kadlec, 2013). Sessoonselt toimub aga põhiline osa lämmastiku ärakandest suurvee ajal, mis esineb nii kevadel (lumeveest põhjustatud suurvesi) kui ka sügisel ja talve hakul (vihmaveest põhjustatud suurvesi). May jt (2001) leidsid, et Inglismaal on jõe vooluhulgal ja lämmastiku koormusel aastaajaline sõltuvus. Kõige suurem lämmastiku ärakanne oli talvel (detsember-veebruar) 56% aasta

ärakandest, kevadel (märts-mai) 20%, suvel (juuni-august) 4% ja sügisel (september-november) 19%. Kõige suurem erinevus modelleeritud ja mõõdetud lämmastiku ärakandes oli aprillis ning eeldatavasti on Inglismaal selle peamiseks põhjuseks juhuslikult esinevad üleujutused. Seega saaks veerohketel kuudel väetamise ärahoidmise või alandamisega vähendada toitainete ärakannet veekogudese (Lewis *et al.*, 2013; Sobota *et al.*, 2009). Lazzarotto jt (2005) leidsid, et vooluhulk ja lahustunud fosfori kontsentratsiooni suurenemine vees ei esinenud küll täiesti sünkroonselt, kuid äravoolu suurenedes tõusis lühikese aja pärast ka fosfori kontsentratsioon jõevees. Üheks seletuseks sellele tulemusele toodi välja vooluhulga tõusuga kaasneva heljumi hulga tõus. Üldiselt on veerohkel aastal toitainete ärakanne suurem kui veevaesel aastal väiksem (Meixner & Fenn, 2003).

Võrreldes punkt- ja hajureostust, on viimasel selge seos äravooluga. Kui punktreostusallikatest tulenev reostuskoormus on aasta läbi üsnagi konstantne, siis põllumajandusest tulenev hajureostus kajastab sademete hulga suuri muutusi (Zhang *et al.*, 2014).

1.2.2. Valgla reljeef

Maapinna kalde suurenedes tõuseb enamasti ka toitainete ärakanne (Ekholm *et al.*, 2000; Deelstra *et al.*, 2009). Samas boreaalses vööndis asuvatest inimtegevusest mõjutamata valglatest tuli lämmastiku ja fosfori ärakandega statistiliselt usaldusväärne negatiivne seos maapinna kallakusega (Kortelainen *et al.*, 2006), kuid töös tuuakse lisaks välja, et inimtegevuse poolt mõjutatud valglates siiski maapinna kalde suurenedes suureneb ka fosfori ärakanne.

Lisaks maapinna kallakusele on oluline ka nõlva pikkus. Sellest sõltub pindala, mis saab sademeid ning see määrab toitainete ärakande hulga. Ehk mida pikem on nõlv, seda suurem on ka lämmastiku ja fosfori ärakanne (Li *et al.*, 2006; Qian *et al.*, 2014). Lisaks mõjutab sademete intensiivsus oluliselt toitaie ärakannet nõlvadelt, kuid samas on selle mõju toitainete kontsentratsioonile väike (Li *et al.*, 2006) ehk ärakanne suureneb, kuid kontsentratsioon ei pruugi suurenedagi.

1.2.3. Valgla pindala

Valgla suurus mõjub nii lämmastiku (Meixner & Fenn, 2003) kui ka fosfori ärakande (Lewis *et al.*, 2013) puhul enamasti pigem vähendava tegurina, kuid siiski valgla maakate on ärakandes väga suure mõjuga. Meixner ja Fenn (2003) selgitasid lämmastiku ärakande vähenemist valgla

pindala suurenedes voosiseste protsesside ja kalda puhvertsooni mõjuga. Lewis jt. (2013) töid välja lahjendamise efekti mõju fosfori ärakande vähenemise selgitamiseks.

1.2.4. Maakasutus

Kõige üldisemalt mõjutab toitainete ärakannet maakasutuse puhul taimkatte olemasolu ehk mida rohkem on valglast kaetud aastaringselt taimkattega, seda tõhusam on ka toitainete kao vältimine (Qian *et al.*, 2014). Deelstra jt (2009) kinnitasid eelnevat väidet, et suur fosfori kadu külmal aastaajal oli tõenäoliselt põhjustatud suurest nõlvakaldest, mullatüübist, maaharimise viisist ja väetamisest. Erosiooni ja fosfori kao vähenemise jaoks on oluline põllumaa talvine taimkate. Statistikaameti 2010. aasta põllumajandusloenduse järgi oli Eestis kõige suurem osa põllumaadest talvel taimkatteta (ca 50%), seejärel umbes 25% oli taimejääkidega, 17% talivilja all ning 7% põldudel olid sisseküntavad haljasväetistaimed (Eesti Statistika). Seejärel on oluline maakasutuse struktuur ning ka harimisviis. May jt (2001) töö tulemuseks oli järeldus, et peamine osa (64%) fosfori kaost Lõuna-Inglismaal pärineb küntud maalt, seejärel (19%) rohumaadelt ning (16%) linnadest, linnalähedastest ja maa piirkondadest. USA kaguosas olid peamiseks fosforiallikateks farmid, põllud ja maaparandusega karjamaad (Chebud *et al.*, 2011).

Worrall ja Burt (1999) leidsid, et lämmastiku ärakannet valglast suurendab kõige olulisemalt karjamaa kündmine. Samuti rohke põllumaaga valglates, mis asuvad tasase pinnaga alal (Petry *et al.*, 2002) ning kus mitmeväljasüsteem on vähem kasutusel (Kyllmar *et al.*, 2006), esineb suurem lämmastiku väljakanne. Kuid valglad, mis asuvad piirkondades, kus vähesed põllumaad on vaheldumisi domineerivate metsaaladega, on lämmastiku ärakanne võrreldes eelnevaga väiksem (Iital *et al.*, 2005; Kyllmar *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2013).

1.2.5. Maaparandus

Halva ja ebapiisava kuivenduse korral võib taimede kasvuvõime halveneda, mistõttu väheneb toitainete sidumine, see omakorda suurendab pindmise äravoolu osatähtsust, mille tagajärjeks on toitainete ärakanne erosiooni tõttu kuivendussüsteemide eesvooludesse ning jõgedesse ja järvedesse (Timmusk, 2007). Toitainete sidumise vähenemine on liigniiskes muldades tingitud denitrifikatsiooni suurenemise tõttu, mil mullas olev lämmastik muudetakse gaasiliseks lämmastikuks. Põllu- ja metsamaa kuivendamine mõjutab ka jõgede äravoolu, kuna sademevesi pääseb kiiremini kuivendusvõrku kui kuivendamata aladel, ning vee keemilist koostist. Kuna suurveeperiood on kuivenduse tõttu lühem ning vesi ei jõua maasse imbuda, saab põhjavesi

vähem täiendust. See toob kaasa jõgede suvise veevaesuse ning neisse juhitava heitvee lahjendamiseks ei piisa vett ning jõgede isepuhastusvõime väheneb (Talukeskkonna..., 1995). Kuivendatud maid kasutatakse enamasti ka intensiivsemalt kui loodusliku veerežiimiga alasid, mille tulemusena kiireneb aineringe mullas ning orgaanilise aine mineraliseerumissaadused uhutakse välja. Chebud jt (2011) leidsid, et USA kaguosas oli veekogudesse jõudva fosfori täiendavaks allikaks ka kuivendatud karjamaad.

Kuivendatud alade negatiivse keskkonnamõju vähendamiseks tuleks kuivenduskraavide ja drenide vesi juhtida enne suublasse jõudmist läbi looduslähedase puhasti, näiteks puhvertiik, puhastuslodu (Talukeskkonna..., 1995; Alekand, 2007), veekaitsevööndi laiend või settebassein ja puhastuslodu koos (Maaparandussüsteemi projekteerimismid; Eesti Maaparandajate Selts, 2012).

Eestis on kuivendatud maa osakaal maaparandussüsteemide registri andmete põhjal umbes 30% ning sellest omakorda on metsamaa ja põllumajandusmaa osakaal üsnagi võrdsed (vastavalt 16 ja 14%). Maaparanduse tagajärjel muutub mulla huumushoiuvõime, elustik ja mikrokliima; tuulekanne võib suureneka, eriti kui kergesti lenduva muldkattega aladele kujundatakse suuri lagedaid välju (Talukeskkonna..., 1995), mis omakorda mõjutab ka toitainete ärakannet. Kuid veerežiimi reguleerimise üks eesmärk on vähendada lämmastiku väljakannet maaparanduse eesvooludesse (Timmusk, 2007).

1.2.6. Muld

Kõige rohkem toitaineid kandub põhjavette alates talve algusest kuni kevadeni (May *et al.*, 2001; Morkunas *et al.*, 2005, Deelstra *et al.*, 2009), seda eriti kerge tekstuuriga muldadelt (Tyla *et al.*, 1997). Valglates, kus esinesid peamiselt liivsavi- või saviliivmullad, oli lämmastiku aasta keskmine kontsentratsioon äravoolus oluliselt suurem, võrreldes suure savisisaldusega muldadega (Hoffmann & Johansson, 1999; Kyllmar *et al.*, 2006; Letey & Vaughan, 2013). Hoffmann ja Johansson'i (1999) peamine põhjendus sellele oli, et savimuldades on suurem denitrifikatsioonimäär ja sellise struktuuriga muldades omastavad taimed rohkem toitaineid kui jämeda tekstuuriga muldadest. Kui mulda viia üsnagi võrdsetes kogustes mineraalset, orgaanilist või sümbiootiliselt fikseeritud lämmastikku, leostus mullast kõige rohkem mineraalne lämmastik, seejärel bioloogiline ja siis orgaaniline lämmastik (Kärblane, 1998).

Fosfori puhul on leitud, et väljakanne oli suurem just suure savisisaldusega muldade valglatest (Kyllmar *et al.*, 2006). Soomes ilmnes kõrge fosforikadu turvasmuldadel, liivastel või orgaanikarikastel muldadel, millel oli madal fosfori sorptsioon (kogunemine tahke aine pinnale) (Sharples and Rekolainen, 1997 cit. Lazzarotto, 2004). Kõrge fosfori ärakanne ilmnes ka pindmise äravoolu kaudu ja tingimustel, kui fosfor liigub kiiresti läbi mulla, ning seetõttu ei toimu suurt aine sorptsiooni, lähedal asuvatesse kraavidesse (Stamm *et al.*, 1998 cit. Lazzarotto, 2004).

Aase jt. (2001) uurisid fosfori ärakanne erinevatelt karbonaatmuldade nõlvadelt laboritingimustes ning leidsid, et mulla füüsikalised omadused ei mõjutanud oluliselt fosfori ärakanne. Fosfori ärakanne oli nõlvadelt üsnagi väike ning peamiselt sõltus see ära kantud tahke aine hulgast. Kui saviosakesed võivad sisaldada 1400 mg fosforit kg kohta, siis liivas võib see olla vaid 450 mg fosforit kg kohta (Aase *et al.*, 2001).

1.2.7. Temperatuur

Lämmastiku ärakanne ja valga aasta keskmise õhutemperatuuri vahel leidis Barrow (1992) positiivse seose ehk mida kõrgem on temperatuur, seda suurem on ka lämmastiku aasta ärakanne. Antud tulemust seletati temperatuuri tõusust tingitud sorptsiooni suurenemisega. Fosfori puhul seost ei leitud, kuid kõrgema mullatemperatuuri juures vabanevad fosfori ioonid kiiremini orgaanilise aine mineralisatsiooni tõttu (Barrow, 1992). Lämmastiku puhul on konsentratsiooni ja temperatuuri positiivse seose üheks põhjuseks saagikoristuse lõpu ja talve alguse lühike ajavahe, mistõttu saab väljaleostumine toimuda lühikesel perioodil (Kyllmar *et al.*, 2006).

1.3. Vee omaduste modelleerimine

Veekvaliteedi mudel on vahend, millega saab prognoosida veekogusse jõudvate saasteainete taset, jaotumist ja riske. Veekvaliteedi mudelid on aja jooksul teinud suured muutused, minnes üksikute tegurite pealt mitme teguriga mudeliteks. Stabiilsetest mudelitest (*steady state model*) on välja arenenud dünaamilised, ainult punktallikate reostust arvesse võtvatest mudelitest on saanud punkt- ja hajureostust arvesse võtvad mudelid ning nullmõõtmelisest mudelitest ühe-, kahe- ja kolmemõõtmelised mudelid (Wang *et al.*, 2013). Veekvaliteeti ennustavad mudelid sisaldavad nii

matemaatilisi kui ka teaduslikult tõestatud avaldisi, samuti sisaldavad nad protsessidel (mehhaanilisi) ja andmebaasidel (statistilisi) põhinevaid osi (Loucks *et al.*, 2005).

Toitainete ajaline koormus on punkt- ja hajureostusallikates põhimõtteliselt erinevad. Kui punktreostusallikatest tulenev reostus on enamasti läbi aasta enam-vähem ühesugune ning sõltumatu jõe äravoolust, siis hajureostus muutub aasta jooksul ning on sõltuv äravoolust, seda eriti ajal, mil sademete hulk on suur (Bowes *et al.*, 2008). Seetõttu tuleb nende modelleerimisel ka arvesse võtta erinevaid tegureid. Hajureostuse mudel peaks arvestama mitmeid tegureid. Ilmast tingitud protsesse ja meteoroloogilisi tingimusi (sademed, temperatuur, päikesekiirgus, tuule kiirus), erinevate hajureostusallikate parameetreid (sh pestitsiidide, toitainete, erosiooni või ülekarjatamise tõttu kujunenud setted), loodusliku ja inimtegevuse tagajärjel lahustunud ainete voogu (Krause *et al.*, 2007; Collins and McGonigle, 2008). Mudel peaks võimaldama saada usaldusväärseid andmeid vee hulga ja selles olevate ainete sisalduse kohta. Mudelid peaksid võimaldama arvutada ainete ärakannet erinevas ajaskaalas, toitainetega seotud biokeemiliste protsesside mõju erinevates mullatüüpides, haju- ja punktreostusallikate arvesse võtmist, hajureostusallikate arvestamist nii põllumajandus- kui ka linnaaladelt, hinnata erinevate kliimamuutuste stsenaariumite mõju veele ja selle omadustele (Yang and Wang, 2010).

USA-s 1970ndatel rakendatud puhta vee seaduse ja reoveepuhastusjaamade rekonstrueerimisega vähenes heitvees küll patogeenide hulk, kuid siiski ei leevendanud see täielikult riigi veeprobleeme. Patogeenide asemel tuvastati uued probleemsed saasteained, milledeks olid toitained ja toksilised ained. Selleks, et uute probleemidega tegeleda, hakati olemasolevaid veekvaliteedimudeleid täiendama ning uusi väljatöötama (Imhoff, 2003).

Üha rohkem on hakatud agroökosüsteemi mudeleid rakendama erinevate tasandite otsustusprotsessidel. Näiteks põllumajandustootjatele saab anda soovitusi väetiste kasutamiseks üksikute põldude viisi, veekogude kasutajatele valgla tasandil või strateegiliste otsuste tegemise jaoks piirkondlikul tasandil, et välja töötada soovitusel parima majandamise jaoks. Olemasoleva või potentsiaalse reostuse sattumisel looduseskeskkonda saab mudelite abil modelleerida reostuse muutumist ja liikumist keskkonnas (Riecken, 1995) ning mudelite kvantitatiivseid hinnanguid ja alternatiivide võrdlusandmeid kasutades saab anda saastunud alade puhastamiskavade jaoks vajalikku infot (Imhoff, 2003). Samuti aitavad mudelid paremini mõista biootiliste ja abiootiliste komponentide suhteid veesüsteemides.

Ükski mudel ei anna probleemile lõplikku lahendust, kuna iga ennustusmudeliga kaasneb ebamäärasuse risk. Hea mudel saab olla tugeva teoreetilise alusega ning see peab olema leidnud kinnitust, et tegelikud ja modelleeritud tulemused on võrreldavad (Riecken, 1995). Tavaline praktika on ka see, et enamasti on protsesse mõõdetud ja modelleeritud lühikeses ajaskaalas, kuid järeldusi soovitakse teha pikas perspektiivis.

1.3.1. Mudelite jaotus ja enamlevinud mudelid

Veekvaliteedi mudeleid saab jaotada mitmeti. McCutcheon (1989) tõi välja, et veekvaliteedi mudelid liigitatakse üldiselt vastavalt funktsioonide, keerukuse, vajaminevate andmete nõuete, teoreetilistele alustele, protsessidele omase muutlikuse ja võrrandite lahendamise meetodite alusel. Tsakiris ja Alexakis (2012) jaotasid veekvaliteedi mudeleid aga järgnevalt: lähenemise tüübi (füüsikaline, kontseptuaalne, empiiriline); reostusainete (toitained, setted, soola jne); kasutusala (valgla, põhjavesi, jõed, rannikuveed, integreeritud); olemuse (deterministlik või stohhastiline); analüüsi (staatiline või dünaamiline mudelleerimine); ruumianalüüsi (keskmistatud või jagatud parameetiline mudel); mõõtmelisuse (0-D, 1-D jne) ja andmete vajaduse alusel. Empiirilised mudelid kirjeldavad mõõdetud seoseid mitmesuguste lähendusfunktsioonide abil, nad on saadud induktiivsel teel ning need põhinevad reaalsel andmetel (Vas).

Staatiline mudel kirjeldab sündmusi, mis on ajas muutumatud ja seetõttu ka ajast sõltumatud. **Dünaamiline mudel** kirjeldab vastupidiselt ajas muutuvaid sündmusi ja on ajast sõltuv. Dünaamilised mudelid on sageli protsessipõhised ning proovivad füüsikaliste ja biogeokeemiliste protsesside abil imiteerida loodust (Arheimer and Olsson). Käesoleva töö raames tegeletakse dünaamiliste mudelitega.

AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source Pollution Model*) on välja töötatud USDA Agricultural Research Service poolt (Shoemaker *et al.*, 2005). See on jaotatud parameetri mudel, millega saab hinnata toitainete ja setete ärakannet ning võrrelda erinevate reostustõrjete mõjusid. Mudelis saab arvestada ka punktallikatest tuleneva reostusega. Puudusteks on näiteks toitainete üleminekukadude ja voosiseste protsesside mitteamistamine, kuna see on empiiriline mudel, siis saab seda kasutada vaid üksiku sündmuse simuleerimiseks (Shoemaker *et al.*, 2005).

ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*) mudeli loojateks hilistel 1970ndatel olid Beasley ja Huggins (Dillaha *et al.*, 2001). Mudel võimaldab

ennustada põllumajandusalade veevarude hüdroloogilisi tingimusi ja erosiooni. Mudelil on mitu limiteerivat tegurit, milledest üks on veekvaliteedi näitajate hulk, mis piirdub lämmastiku ja fosforiga ning nende modelleerimisel kasutatakse ainete sisalduse (kontsentratsiooni) seostest tulenevaid korrelatsioone, setete hulka, äravoolu, kuid mõlema toitaine puhul ei võeta arvesse voosiseseid protsesse (*instream process*) (Donigian and Huber, 1991).

CREAMS (*Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*) mudeli töötas 1980ndatel välja Knisel (Knisel, 1980 cit. Lazzarotto, 2004). Mudel kasutab eraldi hüdroloogia, erosiooni ja keemia alammudeleid ning nende omavahelise ühendamise tulemusena arvutatakse äravool, maksimaalne äravool, infiltratsioon, aurumine, mulla veesisaldus ning modelleeritakse taimede toitainete ja pestitsiidide hulk, määratakse ära äärmuslikest ilmaoludest tulenev koormus, arvutatakse setetega seotud ja lahustunud kemikaalide ärakanne ning settimise ja vee hulk, mis läbib muldades juuretsooni (Leonard and Knisel, 1984). CREAMS'iga saab kasutaja leida pestitsiidide hulka mullas, loomsete jäätmete haldamist ning põllumajanduse parima majandamise tavasid (minimaalne maaharimine, mullatööd jne).

FORTRAN (HSPF) (*Hydrological Simulation Program*) mudel töötati välja USA-s Keskkonnaagentuuri poolt 1960ndate alguses kui *Stanford Watershed Model*, seejärel lisati 1970ndatel mudelile veekvaliteedi andmed. Mudel modelleerib setete, toitainete, pestitsiidide, konservantide ja kolibakterite hulka põllumajandusmaade äraandes. Samuti saab leida äravoolu ja veekvaliteeti vett kiiresti läbilaskvas ja halvasti läbilaskvas mullas ning ojades (Barnwell and Johanson, 1981). HSPF on üks vähestest valgla hüdroloogia ja veekvaliteedi tervikmudelitest, mis võimaldab voosisese hüdraulika, veetemperatuuri, setete transpordi, toitainete ja setete keemiliste vastasmõjude abil integreerida reoainete äraande arvutamist maapinnalt ja mullast (Ribarova *et al.*, 2008).

HSPF limiteerivateks teguriteks on mudeli tuginemine mitmetele empiirilistele seostele, mille kaudu esitatakse füüsikalisi protsesse. Mudel ei arvesta kõlvikute omavahelist ruumilist paiknemist valgla ning mudel nõuab ulatuslikku kalibreerimist ja seda saab kasutada vaid hästi segunenud veega jõgede, veehoidlate ja ühedimensionaalse veevoolu puhul (Shoemaker *et al.*, 2005). Marcè and Armengol (2009) kasutasid toitainete äraande arvutamiseks HSPF mudelit, kuid mudeliga arvutatud tulemused oli suurvee ajal ja ka väga madala üldfosfori korral kõige ebatäpsemad. Suurvee ajal peaks toitainete kontsentratsioon vees üsnagi väike olema

lahjendamise efekti tõttu, kuid modelleerimise tulemus näitab vastupidist tulemust. Üks võimalik mitteühtimise põhjus võib olla täiendavate anorgaaniliste ühendite esinemine eriti suurvee ajal.

SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) mudel on Williams'i, Nicks'i ja Arnold'i edasiarendus CREAMS'ist 1980ndatel. Mudeli eesmärk on modelleerida valgla hajureostus meteoroloogiliste ja hüdroloogiliste tingimuste, põllukultuuride, settimise, lämmastiku, fosfori ja pestitsiidide liikumise arvutamise kaudu (Williams *et al.*, 1985). Lämmastiku ja fosfori ärakandearvutustel on aluseks seosed ainete sisalduse vahel, setete hulk ja äravool. Mudelis ei arvestata eraldi lumevee äravoolu ja toitainete üleminekuprotsessidest tulenevaid kadusid.

STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runoff model*) on 1970ndatel *Hydrologic Engineering Center (HEC), Corps of Engineers* ja *Department of the Army* poolt väljatöötatud mudel, mis sisaldab lihtsustatud hüdroloogilist ja veekvaliteedi pidevat simulatsiooni linna- ja maapiirkondades (SORM's User Manual, 1977). Mudeliga saab arvutada äravoolu ühe tunni ajasammuga, lumesulavee hulka, äravoolu kuiva ilma korral, heljumi ja settivate tahkete ainete hulka, BHT, kolibakterite, ortofosfaadi ja lämmastiku hulka (Shoemaker *et al.*, 2005). STORM'i mudeli nõrkused on parameetrite väike paindlikkus hüdrograafide kalibreerimisel ning mudel vajab palju andmeid (SORM's User Manual, 1977).

SWAT (*Soil Water and Analysis Tools*) mudeli töötas 1970ndatel (Gassman *et al.*, 2007) välja Jeff Arnold (*USDA Agricultural Research Service (ARS)*) (Shoemaker *et al.*, 2005). Mudeli eesmärgiks on prognoosida maapiirkondade ja erinevate põllumajandustavade (nt põllumajandusmaa erinev kasutusviis, maaharimine, niisutus, väetamine, niitmine, metsa majandamine) pikaajalist mõju veele, setete liikumisele ja agrokeemilisele saagikusele suurte ja erineva mulla, maa-asutuse ja põllumajandustavadega valglatel (Arnold *et al.*, 1998). SWAT'i puudusteks on lühiajaliste ilmastikunähtuste (nt valingvihm) ja vees lahustunud hapniku ööpäevase muutumise mitte arvestamine. Selle mudeli abil ei saa leida väetiste kasutamise täpset kohta, osa võrrandi parameetrid ei ole otseselt andmetest tulenevad, lumesulavee äravoolu on keeruline leida ning kevad- ja talvekuudel on lumesulamisvee tõttu erosiooni modelleerimine komplitseeritud (Peterson and Hamlett 1998; Benaman *et al.* 2005)

Põhja-Ameerika Suurde järvistusse kuuluvas Erie järve põllumajanduslikes valglates andis mudel üsangi hea toitainete ärakande tulemuse ning seda ka suure metsasusega valglates. Tulemused näitasid ka seda, et SWATi mudeli kasutamisega peab olema tähelepanelikum valglates, kus põllumajandus ei ole peamine maakasutus. Siiski veekvaliteedi modelleerimise tulemus ei olnud kõige täpsem ning ilmselt seepärast, et mudel ei arvesta piisavalt nende olukordadega, kui äravoolu lisandub ühekorraga suurel hulgal modelleeritavaid aineid (Bosch *et al.*, 2011).

SWIM (*Soil and Water Integrated Model*) mudel, mis põhineb eelnevalt väljatöötatud SWAT ja MATSALU (1980ndate lõpus) mudelitel, töötati välja hüdroloogilise režiimi ja veekvaliteedi uuringuteks keskmiste ja suurte valglate jaoks (100 kuni 10000 km²) Euroopa ja parasvöötme kliima jaoks, kuid see on sobilik ka teistel aladel. Mudel ühendab omavahel hüdroloogilisi protsesse, taimede/põllukultuuride kasvuandmeid, erosiooni, süsiniku, fosfori ja lämmastiku dünaamikat valgla mullas. Mullas sisalduvate nitraatide sisalduse modelleerimise tulemus oli erinevate põllukultuuride ja erineva väetamise puhul usaldusväärne nii aasta summa kui ka aastasisese ajalise muutuse poolest (Post *et al.*, 2007). SWIM mudeli plussiks on ka sisendandmete aastaajalise dünaamikaga (suur- ja tulvavesi ning suvine veevaesus) arvestamine (Hesse *et al.*, 2012).

1.3.2. Mudelite tulevikusuunad

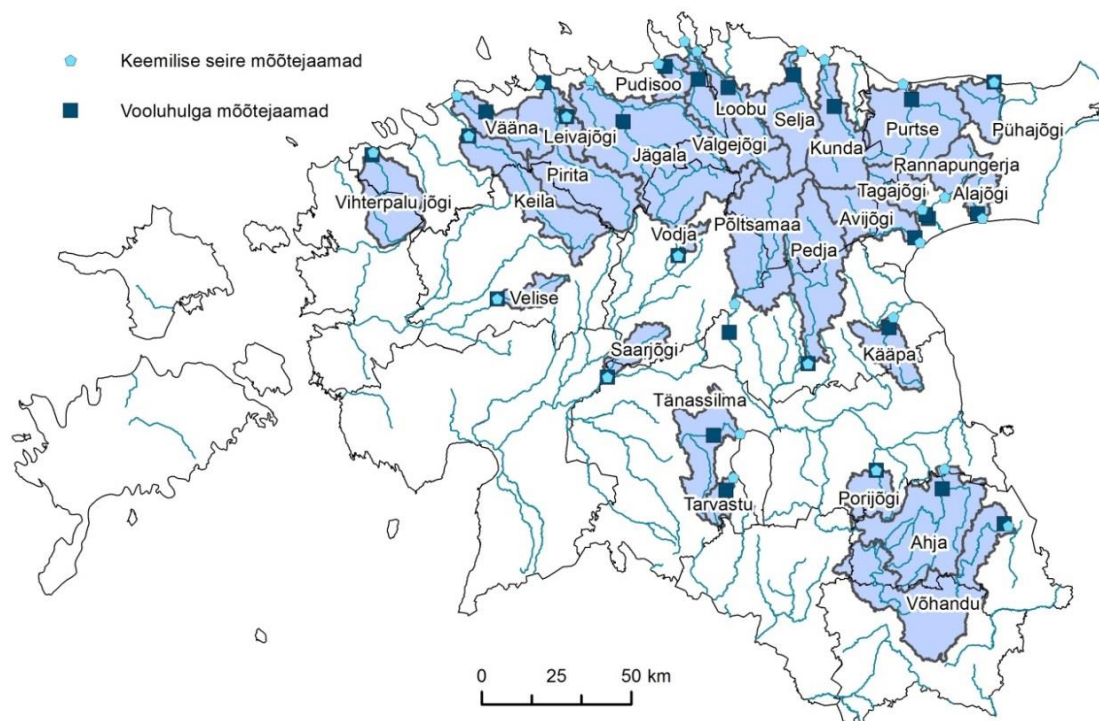
Pikka aega on valgla mudelid keskendunud ainete leostumise ja erosiooni leidmisele pinnaveekogudesse valgla maapealses osas. Tänapäeval on vaja valglate mudeleid laiendada voosiseste protsesside täpsustamiseks, et rohkem lähendada mudeleid looduslikele tingimustele ning suurendada mudelite kasutatavust, kui veemajanduse korraldamise ja veekvaliteedi poliitika kujundamise abivahenditena (Hesse *et al.*, 2012).

Veekvaliteedi modelleerimisel kasutatakse enamasti kahte tüüpi mudeleid: valgla mudel, kus keskendutakse maapealsete protsesside ja haldamise võimalustele ning jõevee kvaliteedi üksikasjalik mudel, mis kirjeldab voolusängiga seotud protsesse, kuid valgla protsesse ja haldamist ei võeta arvesse, kui siis ainult lihtsustatud kujul (Horn *et al.*, 2004). Tänapäeva suund on nende kahe erineva mudeli ühendamise, et saada tulemuseks hüdroloogiliste protsesside tegelikkusele vastavad skeemid. Eriti vajalik on see keskmise suurusega valglate modelleerimisel, kus jõesisesed protsessid võimenduvad allavoolu suunas (Hesse *et al.*, 2012).

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisalad

Uurimisaladeks võeti 28 Eesti riikliku veeseire valglat (joonis 1). Valglate suudmepoolseks piiriks võeti keemilise seire jaama asukoht, seetõttu mõnede valglate piires esineb ülemjooksupoolsemaid vooluhulga seirejaamu. Valglate erinevate maastikunäitajate andmed on toodud Lisas 1.



Joonis 1. Seirejõgede valglate asukohad.

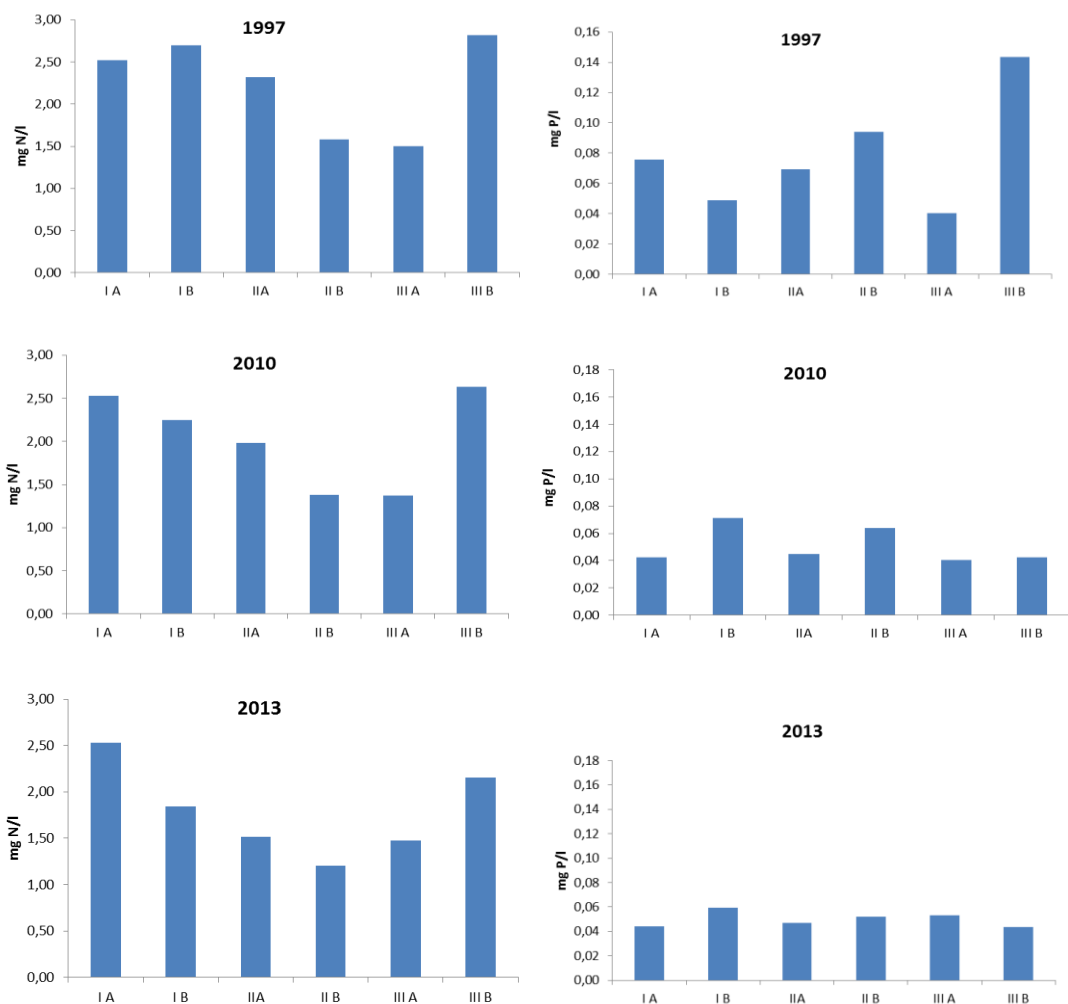
H. Simmi (1975) (joonis 2) järgi kuuluvad Jägala, Kunda, Kääpa, Loobu, Pedja, Põltsamaa, Seljajõgi, Tagajõgi ja Valgejõgi Põhja-Eesti hüdrokeemilise regiooni **Pandivere kõrgustiku allrajooni**, mille jõed saavad alguse Pandivere kõrgustikult. Mullastiku poolest kuuluvad need jõed leostunud ja leetunud muldade valdkonda. Vaadates Simmi (1975) järgi fosfori kontsentratsiooni jõgede vees kogu monitooringujõgedes arvestuses, on Pandivere kõrgustiku allrajooni jõed teiste piirkondadega võrreldes suurema kontsentratsiooniga ja seda eriti talvisel ja suvisel madalveeperioodil. Lämmastiku kontsentratsiooni (nitraadid) puhul tuleb samuti välja kõrgem sisaldus, kui teiste allrajoonide jõgedel ja seda eriti talvisel madalveeperioodil.

liivase pinnakattega aladel levivad männimetsad. Fosforiühendite kontsentratsioon jõgede vees suurvee ajal tõuseb tunduvalt rohkem kui eelneva allrajooni jõgedes.

Uurimisala kolmandaks piirkonnakas on Vahe- ja Kirde-Eesti hüdrokeemiline rajoon, mis jaguneb **Pärnu jõgikonna, Peipsi põhjaranniku jõgede ja Vihetrpalu jõe allrajooniks** (Alajõgi, Pudisoo, Rannapungerja, Saarjõgi, Vodja) ning **Pirita ja Avijõe allrajooniks** (Avijõgi, Leivajõgi, Pirita, Purtse, Pühajõgi). Mõlema allrajooni jõgesid iseloomustab kõrge rauaühendite sisaldus vees, samas lämmastiku ja fosforiühendite sisaldus on teiste rajoonide jõgedega võrreldes tunduvalt väiksem. Purtse ja Pühajõgi jäävad Simmi järgi küll väheuuritud alale, kuid käesolevas töös loeti need kuuluvaks Pirita ja Avijõe allrajooni.

Analüüsides käsitletavate jõgede vees ainete sisaldust 1997., 2010. ja 2013. aastal hüdrokeemiliste rajoonide viisi, tuleb lämmastiku puhul välja küll Põhja-Eesti rajooni (IA ja IB) jõgedes kõrgem sisaldus nagu ka Simm (1975) tõi välja, kuid Pirita ja Avijõe allrajooni (IIIB) lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon on samuti väga kõrge teiste piirkondadega võrreldes (joonis 3). Kui fosfori kontsentratsiooni suurt langust kogu allrajoonis põhjustab peamiselt Purtse ja Pühajõe fosfori sisalduse suur langus – esimesel jõel alates 1994. aastast ja teisel alates 2004. aastast – siis lämmastiku sisaldus jääb kõigil III B allrajooni kuuluvatel jõgedel peaaegu muutumatuks. Selgelt eristub ka fosfori kontsentratsiooni üleüldine vähenemine.

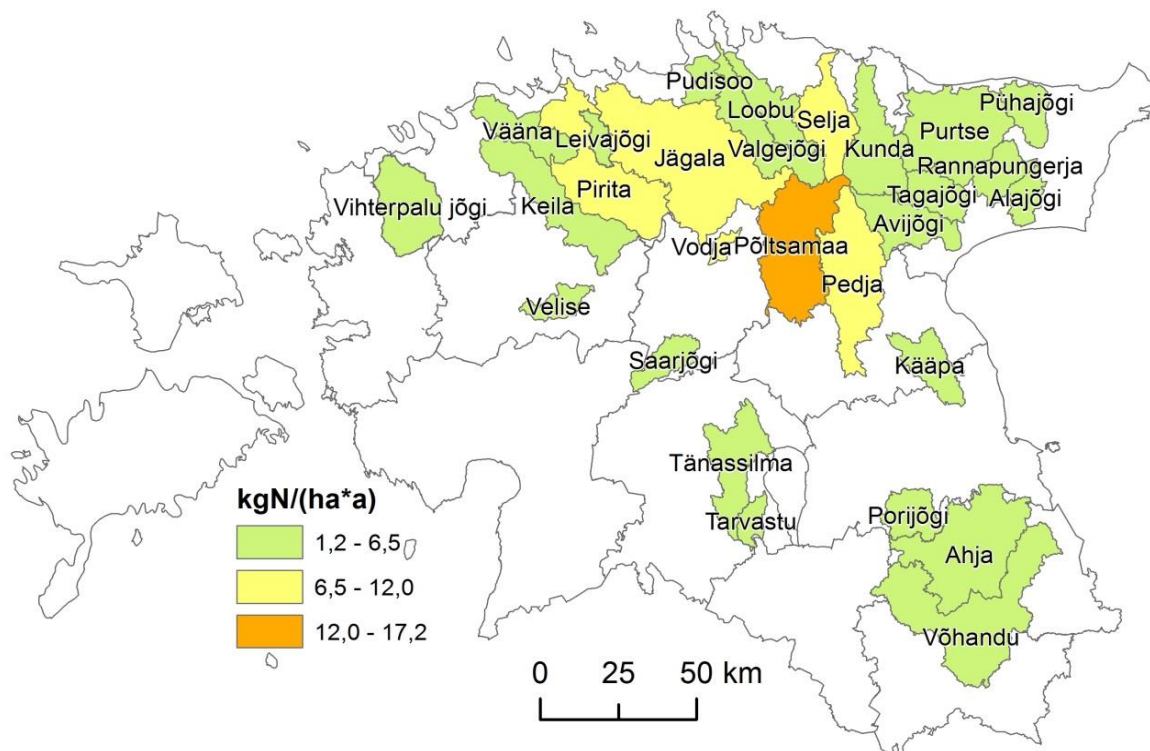
Pinnaveekogumite seisundiklasside kvaliteedinäitajate alusel (Pinnaveekogumite moodustamise..., 2009) on uuritavate jõgede veekvaliteet lämmastiku ja fosfori sisalduse järgi 2013. aasta andmete põhjal enamasti väga hea ja hea (tabel 1). Nendel valglatel, millel puudusid 2013. aasta mõõtmisandmed, võeti viimase aasta mõõtmisandmed varasemast perioodist (Jägala – 2012, Kääpa – 2011, Rannapungerja – 2010). Kui seireandmete järgi on vaadeldavad jõed enamasti heas seisundis, siis ärakande põhjal eristuvad valglad üksteisest rohkem (joonis 4 ja 5). Üldiselt võib öelda, et lämmastiku suurem ärakanne toimub Pandivere kõrgustikult algavate jõgede valglatest, mille tõid välja ka Järvekülg ja Viik (1994) ning fosfori puhul on paljud Põhja-Eesti jõed suure ärakandega; lisaks on fosfori suur ärakanne ka Lõuna-Eesti käsitletavatest jõgedest Võhandu jõe valglalt.



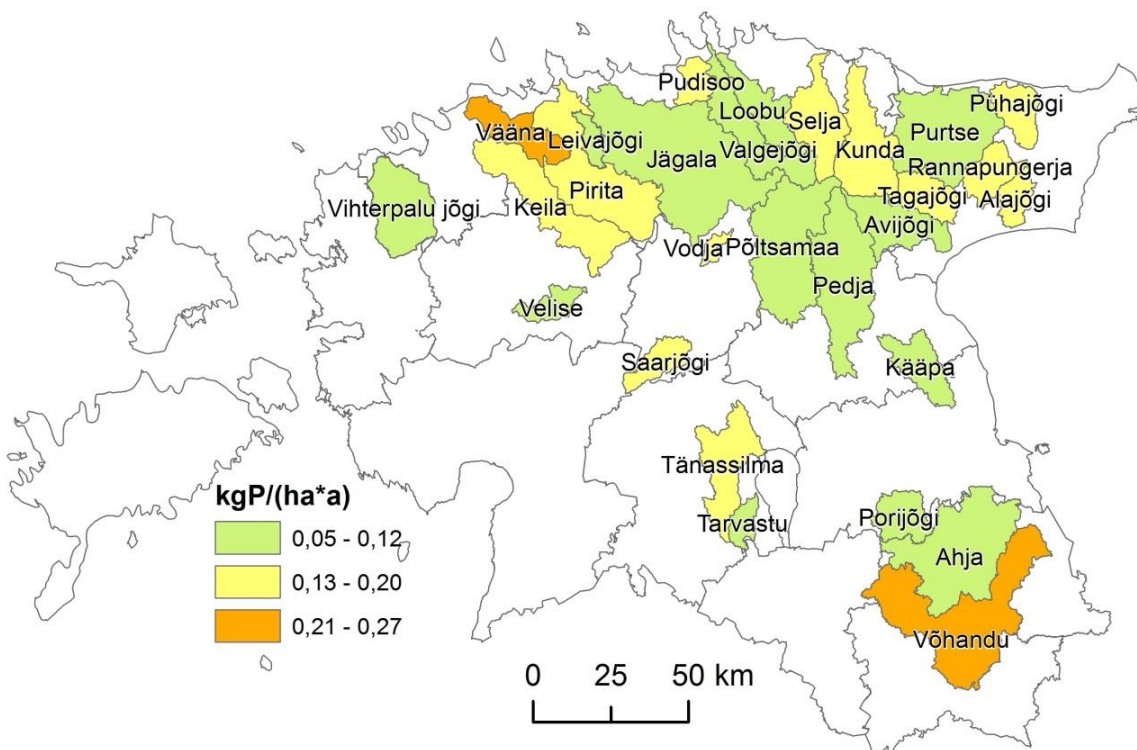
Joonis 3. Jõgede vee N-üld ja P-üld sisaldus hüdrokeemiliste rajoonide viisi 1997., 2010. ja 2013. aastal.

Tabel 1. Seirejõgede veekvaliteet seisundiklasside viisi lämmastiku ja fosfori sisalduse põhjal 2013.aastal.

	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
N-üld, mg/l	<1,5	1,5–3,0	>3,0–6,0	>6,0–8,0	>8,0
	Ahja, Alajõgi, Kääpa, Porijõgi, Pudisoo, Purtse, Pühajõgi, Rannapungerja, Tagajõgi, Velise, Võhandu	Avijõgi, Jägala, Keila, Kunda, Loobu, Pedja, Pirita, Saarjõgi, Tarvastu, Tännassilma, Valgejõgi, Vihterpalu, Vodja Vääna	Leivajõgi, Põltsamaa, Selja		
P-üld, mg/l	<0,05	0,05–0,08	>0,08–0,1	>0,1–0,12	>0,12
	Ahja, Alajõgi, Avijõgi, Jägala, Kääpa, Leivajõgi, Loobu, Pedja, Pirita, Porijõgi, Purtse, Põltsamaa, Rannapungerja, Saarjõgi, Selja, Tagajõgi, Tarvastu, Valgejõgi, Velise, Vihterpalu, Vodja	Keila, Kunda, Pühajõgi, Tännassilma, Võhandu	Pudisoo	Vääna	



Joonis 4. Seireandmete alusel arvatud üldlämmastiku äraanne 2013. aastal (kg N/ha*a).



Joonis 5. Seireandmete alusel arvatud üldfosfori äraanne 2013. aastal (kg P/ha*a).

2.2. Andmed

2.2.1. Maakasutus

Maakasutuse andmed saadi Eesti Põhikaardilt (PK) (1:10 000), millest lõigati *ArcMap 10.2*-s seirejõgede valglad välja ning arvutati neile maakasutuse (mets, põld, rohumaa, soo) osakaalud. Metsamaa osakaal arvutati metsa ja noore metsa pindalast ning soo osakaalu moodustavad madalsoo, raba ja raskesti läbitava soo pindala. Rohumaadest analüüsiti kultuurrohumaid ja looduslikke rohumaid eraldi ja ka koos. Uuemate metsa- ja põlluandmete jaoks vaadeldi ka Metsaregistri 2014. aasta riigi- ja erametsaandmeid ning PRIA 2014. aasta põllumaade andmeid. Kuna Metsaregistri andmetes on vaid takseeritud metsad, siis on põhikaardi andmed antud analüüsi jaoks paremad. PRIA põllumaade andmed ei kata samuti kõiki põlde, kuid eeldada võib, et neid väetatakse intensiivsemalt kui PRIA registris mitteolevaid põlde ning seetõttu kasutati neid maakasutuse analüüsis. Lisaks arvutati PRIA põllumaade andmetest mahepõldude osakaal valglates. Põhikaardilt määrati ka vooluveekogude pikkus ja tihedus (km/km²).

2.2.2. Maaparandus

Maaparandussüsteemide andmed saadi Põllumajandusametist, milledest arvutati *ArcMap 10.2*-s iga valgla maaparandussüsteemidega hõlmatud maa osakaal kokku.

2.2.3. Muld

Mullaandmetena kasutati Eesti mullakaarti (1:10 000). Kuna mullakaardil esitatud mulla lõimise on väga detailse jaotusega ning ei ole ruumianalüüsi jaoks sobival ühtsel kujul, siis jaotati kõik mullad töö autori poolt *Phythoni* arvutuseeskirja abil nelja klassi: liiv, saviliiv/liivsavi, savi ja turvas ning lisaks auto- ja hüdro-morfsuse alusel. Automorfsed mullad on tavaliselt positiivsetel pinnavormidel ja tasandikel paiknevad veerežiimilt parasniisked ja põuakartlikud mullad, millel põhjavee mõju mullaprofiili ulatuses puudub. Hüdro-morfsed mullad on negatiivsel pinnavormil paiknevad mullad, kus põhjavesi ulatub enamasti mullaprofiili ülemisse ossa või isegi maapinnani (soomullad) (Astover, 2006). Lisaks arvutati ainult põllumaade erinevate muldade (liiv, liivsavi/saviliiv, savi, turvas) osakaal seirejõgede valglates. Paepealsete muldade osakaal arvutati värvikoodide 3 ja 13 alusel, kuhu kuuluvad väga õhukesed ja õhukesed paepealsed mullad ning gleistunud paepealsed mullad, paepealsed gleimullad ja paepealsed turvastunud mullad.

2.2.4. Äravool

Jõgede äravoolu andmed saadi aastate (1992–2013) ja kuude (jaanuar 1999 – detsember 2013) kohta Eesti Keskkonnaagentuurist. Osade valgate andmereal on aastate lõikes katkevad. Äravoolu analüüsiti eraldi ka hüdroloogiliste perioodide viisi: talvine madalvesi, kevadine lumesulamisest põhjustatud suurvesi, suvine madalvesi ja sügisene äravoolu suurenemine vihmade tõttu (Marksoo, 1979; Järvekülg, 2001). Kevadise suurvee tipu ajal on jõesängis voolav lumesulavesi ja/või vihmavesi, mis maapinda mööda valgudes kannab ära tahket ainet, põhjustades mullaerosiooni. Vihmaperioodil voolab jõgedes suurel määral vihmavesi, mille keemiline koostis kujuneb sademete nõrgumisel läbi mulla nende kihtide, mis asuvad pealpool ajutisi vettpidavaid horisonte. Talvise ja suvise madalvee ajal on jõgede voolusängis suhteliselt palju põhjavett, mis on läbinud kõige sügavamad drenitavad mullakihid (Marksoo, 1979).

2.2.5. Vee keemilised omadused

Keemiliste näitajate (üldlämmastik ja üldfosfor) aastate 1992–2013 andmed saadi Eesti Keskkonnaagentuurist. Kõikidel valglatel ei ole seireandmed aastate lõikes pidevad. Keemiliste näitajate kontsentratsioonide ning äravoolu andmeid kasutades arvutati iga uuritava valgla kohta ainete ärakanne ($\text{kg ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$).

2.2.6. Punktreostus

Punktreostuse andmed võeti Keskkonnaregistri avaliku teenuse lehelt, kust arvutati N-üld ja P-üld hulk tonni aasta kohta ümber keskmiseks kontsentratsiooniks mg/l ning valgla arvutuslik ärakanne kg ha/a . Kõikide valgate andmed ei olnud kättesaadavad, kuid olemasolevaid andmeid kasutati regressioonanalüüsi jaoks. Kuuel jõel 28-st olid punktreostuse andmed puudulikud.

2.2.7. Loomakasvatused

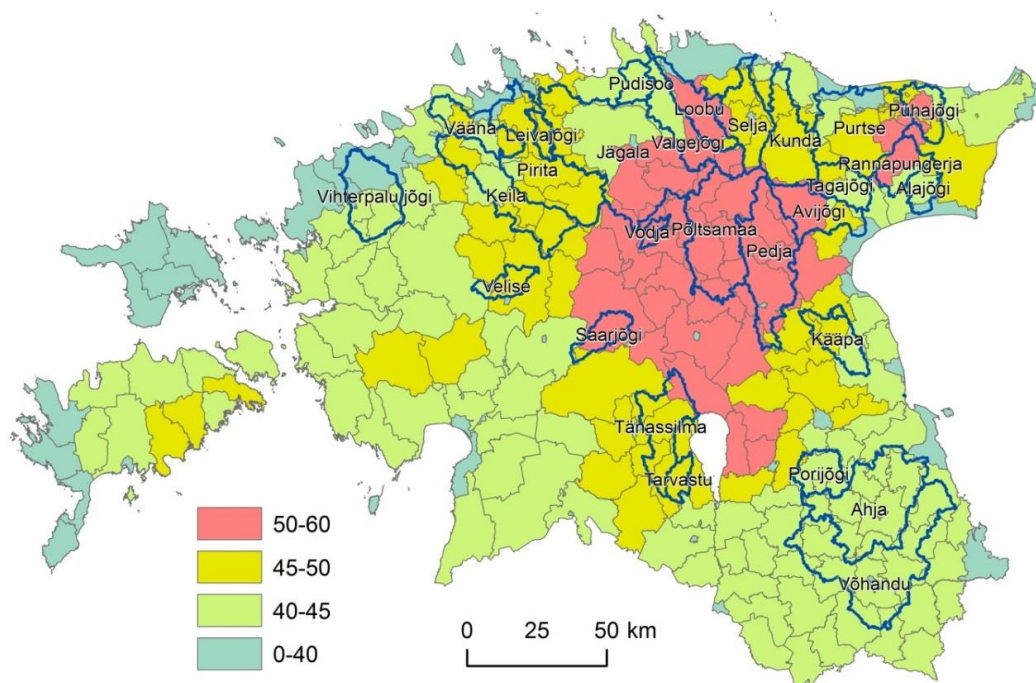
Põllumajandusministri 14.07.2014 määruse nr 71 „Eri tüüpi sõnniku toitainete sisalduse arvestuslikud väärtused, sõnnikuhoidlate mahu arvutamise meetodika ja põllumajandusloomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid” lisa 9 järgi arvutati 2014. aasta PRIA loomade andmete põhjal loomühikud (LÜ); 1 LÜ ekvivalendiks on piimalehm toodanguga 8000 kilogrammi piima aastas. Määruse lisa 1 järgi arvutati üldlämmastiku ja üldfosfori hulk, mida valgla jäävad loomad tekitavad aastas ning mis peamiselt vedelsõnnikuna ka laotatakse tõenäoliselt valgla põldudele.

2.2.8. Kõrgusmodel

Kõrgusmodelina kasutati *LIDAR*i andmetest saadud 100 m resolutsiooniga kõrgusandmeid, millest arvutati *ArcMap 10.2*-s nõlvakalded.

2.2.9. Väetamine

Väetamise koefitsientide määramisel võeti aluseks mullaboniteet ning nitraaditundlik ala, millest järeldati, et mida suurem on mulla boniteedi väärtus, seda vähem peaks mulda väetama. Mullaboniteedikardi kaalutud keskmised perspektiivboniteedi andmed PRIA põllumassiividel valdade viisi võeti Põllumajandusuuringute Keskuse tööst (Penu, 2014) (joonis 6).



Joonis 6. Mulla perspektiivboniteedi väärtused valdade viisi (Penu, 2014).

2.3. Statistiline analüüs

Statisiline analüüs viidi läbi *STATISTICA 7.0* programmiga. Esmalt korreleeriti erinevad maastikunäitajad (maakasutuse osakaal, muldade osakaal jms) veekvaliteedi näitajatega (N-üld ja P-üld) kasutades Spearman'i astakorrelatsioonikordajat (ρ), kuna näitajad ei olnud normaaljaotusega. Spearmani ρ näitab tunnuste omavaheliste seoste suundi ning olulisust.

Analüüs tehti 2000., 2006., 2008. ja 2013. aasta andmetega. Aastad valiti nii suure kui väikese sademetehulga põhjal ning oluliseks määrajaks sai andmete olemasolu ehk nendel aastatel oli 28st valglast 19-l seireandmed täielikult olemas. 2006. ja 2013. aasta on väikese sademetehulgaga ning 2008. aasta on uurimisperioodi aastatest kõige sademeterohkem.

Hüdroloogiliste perioodide viisi analüüsimiseks tehti esmalt *STATISTICAs* osade valglate andmete põhjal punktdiagramm ning leiti Pearsoni determinatsioonikordaja r^2 väärtused. Jõgede valikul lähtuti seirejõgede andmete olemasolust ja valglate asukoha erinevusest. Kevadise suurveeperioodiks võeti märts ja aprill, suvekuudeks juuni, juuli ja august, sügisese vihmaveeperioodi (sügissuurvee) kuudeks september ja oktoober ning talvekuudeks jaanuar ja veebruar. Lisaks analüüsiti ka Spearmani ρ abil erinevate hüdroloogiliste perioodide viisi toitainete ärakannet.

2013. aasta Spearmani korrelatsioonianalüüsi järgi saadud tulemustest võeti omakorda välja vaid statistiliselt olulised näitajad, millega tehti *STATISTICAs* vähimruutude meetodil põhinev regressioonanalüüs (*multiple regression*). Regressioonanalüüsist saadud b (vabaliige) väärtustega koostati kolm uut ärakannete arvutuseeskirja (valem 1, 2 ja 3). Regressioonikoefitsient (b) näitab, kui palju sõltumatu muutuja ühe ühiku tõusul mõjutab sõltuva muutuja tulemust samal ajal kui teised sõltumatud näitajad on muutumatud. Regressioonanalüüsi peamiseks eesmärgiks on leida arvutusvalem ainete ärakande leidmiseks. Kahe esimese arvutuseeskirja regressioonide arvutamise aluseks olid pikaajaline veevahetus (FQ), hüdroloogilise turba, paepealsete muldade, põhikaardi põllu osakaal, loomühikute arv ja N-üld/P-üld punktreostusest põhjustatud äraanne, esimese valemi puhul liideti saadud tulemused Porijõe mudelile juurde. Üldfosfori puhul lisandus eelnevale nõlvakalde keskmine kallakuse protsent. Kolmanda valemi aluseks olid lisaks eelnevatele maakasutuse, mulla ja väetamise koefitsendid. Kuid kuna punktreostuse andmed ei olnud täielikud, otsustati need 2N ja 2P valemist siiski välja jätta.

1. valem:

$$1N = F_1 * F_2 * F_{3N} * F_4 * F_5 * F_6 * F_7 * 20 + 0,04 * A - 0,09 * B + 0,0004 * C - 0,41 * D - 4,9.$$

$$1P = F_1 * F_2 * F_{3P} * F_4 * F_5 * F_6 * F_7 * 0,5 - 0,001 * A - 0,012 * B - 0,000002 * C + 0,97 * E + 0,07 * G + 0,06.$$

2. valem:

$$2N = 6,72 * F_4 + 0,04 * A - 0,09 * B + 0,0004 * C + 0,06 * F - 4,9.$$

$$2P = 0,079 * F_4 - 0,0014 * A + 0,012 * B - 0,0000015 * C - 0,0012 * F + 0,07 * G + 0,06.$$

3. valem:

$$3N=0,02*A-0,04*B+0,0004*C-1,34*D+0,05*F+1,11*F_1-0,27*F_2+1,93*F_{3N}+7,5*F_4-7,97.$$

$$3P=-0,0013*A+0,01*B-0,00000012*C+0,33*E-0,0016*F+0,04*G+0,09*F_1+0,05*F_2+0,09*F_{3P}+0,11*F_4-0,17.$$

Toodud valemities on A hüdro-morfse turba osakaal, B paepealsete muldade osakaal, C loomühik, D punktreostuse N-üld ära-kanne, E punktreostuse P-üld välj-kanne, F põllumaa osakaal põhikaardi järgi ning G keskmine nõlvakalle protsentides.

Kõikide mudelite puhul leiti ka keskmine ruutviga, mis hindab mõõdetud andmete ja modelleeritud andmete erinevust ehk tulemusena näeme, milline on mudelite abil arvutatud ainete ära-kanne seireandmete põhjal arvutatud ära-kanne erinevus (Lisa 2). Mõõdetühikuks on sama väärtus, mis mudelil ehk välj-kanne kg hektari kohta aastas.

2.4. Porijõe mudel

Mander jt (2000) võtsid Porijõe valglast toitainete ära-kanne arvutamise mudeli aluseks Sandner jt (1993) koostatud mudeli, mille sisenditeks on maakatte, mulla, väetamise ja sademete andmed. Mander *et al.* töörühm täiendas antud mudelit, asendades sademed valgla äravooluga. Samuti muudeti väetamise skaalat ja maakatte asemel töötati välja maakasutuse integreeritud faktor, mis põhineb valgla domineerival maakasutusel. Sellised muutused parandasid mudeli parameetrite vastavust Lõuna-Eesti tingimustele ning suurendasid tundlikust suure põllumajandusmaa osakaaluga Porijõe valglale (Mander *et al.* 2000).

Lämmastiku (N_{runoff} ; kg N ha⁻¹ a⁻¹) ja fosfori (P_{runoff} ; kg ha⁻¹ a⁻¹) modelleerimiseks kasutati järgmisi valemeid (Mander *et al.*, 2000):

$$N_{\text{runoff}} = F_1 * F_2 * F_{3N} * F_4 * 20;$$

$$P_{\text{runoff}} = F_1 * F_2 * F_{3P} * F_4 * 0,5,$$

kus F_1 on integreeritud maakasutuse faktor, mida iseloomustab valgla domineeriv maakasutuskategooria, F_2 on integreeritud mullafaktor, F_{3N} on väetamistegur lämmastikule ja F_{3P} väetamistegur fosforile ja F_4 on hüdroloogiline tegur, mis on aasta keskmine vooluhulk jagatud pikaajalise keskmise vooluhulgaga (tabel 2).

2.4.1. Porijõe mudeli täiendamine

Käesoleva töö raames lisati Porijõe mudelisse paepealsete muldade ja soode integreeritud faktorid. Kuna mõne uuritud valgla puhul hüdromeetriaaja ja keemilise seire jaama asukohad ei ühtinud, arvutati omakorda koefitsendid, millega korrutati iga valgla hüdromeetriaaja äravoolu andmed keemilise seire lävendi jaoks vajaliku üleminekuteguri F_7 väärtusega. Vastavad üleminekutegurid leidis Arvo Järvet. Väetamise koefitsent võeti mullaboniteedi alusel ning nende väärtusteks tulid selles mudelis 0,1, 0,3, 0,5, 0,7 ja 1,3. Ainete ärakande arvutusvalemid Porijõe mudeli rakendamisel on järgmised:

$$N_{\text{runoff}} = F_1 * F_2 * F_{3N} * F_4 * F_5 * F_6 * F_7 * 20;$$

$$P_{\text{runoff}} = F_1 * F_2 * F_{3P} * F_4 * F_5 * F_6 * F_7 * 0,5.$$

Tabel 2. Porijõe ja Porijõe täiendatud äravoolumudeli rakendamisel kasutatud lämmastiku ja fosfori näitajad.

Faktor	Kirjeldus	Väärtus	
F ₁ valgla domineeriv maakasutus	Rohumaa, mets, <20% põllumaa	1,0	
	Rohumaa, <40% vähem intensiivsemalt haritav põllumaa	1,5	
	Segarohumaa ja põllumaa >50%	2,0	
	Põllumaa >50%	2,5	
	Intensiivne põllumaa >60%	3,0	
	> 75% vaheltharitavad kultuurid	3,5	
F ₂ muld		Automorfne	Hüdromorfne
	Liiv	1,0	0,7
	Saviliiv/liivsavi	0,7	0,5
	Savi	0,5	0,3
	Turvas	0,3	0,2
F _{3N} ja F _{3P} väetamine (keskmine)	(põllumaa)	N (kg* ha ⁻¹ a ⁻¹)	P (kg* ha ⁻¹ a ⁻¹)
		10	<5
		100	50
		250	70
		300	100
		N	P
		0,1	0,1
		0,5	0,5
		1,3	1,3
		1,7	1,7
F ₄ veevahetus (FQ)	Pikaajaline aastane veevahetus	F ₄ = Q _{aastane keskmine} /Q _{pikaajaline aastane keskmine}	
F ₅ paepealne muld	Paepealse mulla osakaalu järgi arvutatud koefitsent	1,00 – 1,11	
F ₆ soo	Soo osakaalu järgi arvutatud koefitsent	0,79 – 0,99	
F ₇ üleminekutegur	Igal valglal on erinev tegur, mis sõltub hüdroloogilise ja veekeemia mõõtejaama omavahelisest kaugusest	0,83 – 2,25	

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Korrelatsioonanalüüs

Lämmastiku ärakande puhul tuli trend mitmete näitajate puhul küll välja, kuid statistiliselt usaldusväärne (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) oli see vaid mõnel näitajal (tabel 3). Veevahetuse tegur (FQ) oli positiivse seosega ning ühel aastal ka statistiliselt usaldusväärne, mis näitab, et **mida suurem on aasta äravool, seda suurem on lämmastiku ärakanne valglast**. Lämmastiku ärakande analüüsil tuli positiivne seos ka keskmise vooluhulgaga. Äravoolu mõju toitainete ärakande suurenemisele on leidnud ka paljud teised autorid (Letey and Vaughan, 2013; Lewis *et al.*, 2013; Petry *et al.*, 2002; Sobota *et al.*, 2009; Wei *et al.*, 2013). Samuti vooluveekogude pikkus ja tihedus annab samasuguse trendi nagu eelnev, kuna tihe kraavivõrk kiirendab pinnasvee äravoolu ja soodustab ka heljumi kandumist voolusängidesse (Timmusk, 2007). Nõlvakaldega tuli lämmastiku ärakande seos negatiivne ning ühel aastal ka statistiliselt usaldusväärne. Valgla keskmise nõlvakalde väärtus olid kõige suurem Ahja, Porijõe ja Võhandu valglates – üle 1%. Nõlvakalde puhul on leitud pigem positiivne seos toitainete ärakandega (Ahuja *et al.*, 1982; Li *et al.*, 2006; Deelstra, 2009), kuid inimtegevusest oluliselt mõjutamata valglates on saadud siiski nõlvakallete negatiivne seos toitainete ärakandega (Kortelainen *et al.*, 2006). Sellest saab järeldada, et Eestis ei ole maapinna kalle väikese kallakuse tõttu oluline toitainete ärakande mõjutaja ning väga järsud nõlvad on enamasti püsivalt taimestunud.

Muldade osas tuli statistiliselt oluline negatiivne seos kõige paremini välja automorfse liiva puhul. Hüdro-morfse liiva ja kogu liivase mulla puhul olid samuti negatiivsed seosed, mis ühel aastal olid ka statistiliselt usaldusväärsed. See tulemus on oodatule vastupidine, kuna liivmuldadelt just suureneb toitainete ärakanne võrreldes raskema lõimisega muldadega (Hoffmann & Johansson, 1999; Kyllmar *et al.*, 2006; Letey & Vaughan, 2013). Tõenäoliselt on põhjuseks liiva ja metsa omavaheline tugev korrelatsioon – st **liivmuldad on Eestis suuresti kaetud metsaga ning metsast on toitainete väljakeht väike**. Samas oli ka liivaste põllumuldade osakaalu ja lämmastiku ärakande vahel negatiivne seos, mida võib seletada asjaoluga, et liivmuldad leiavad peamiselt ekstensiivset kasutamist ja neil muldadel kasutatakse väetisi vähe või üldsegi mitte. Saviliiv/liivsavi muldade osakaaluga tuli lämmastiku ärakandel positiivne seos, kuid statistiliselt usaldusväärne oli see vaid 2013. aasta tulemus. Teisisõnu, **mida suurem on saviliiv/liivsavi muldade osakaal valglas, seda suurem on lämmastiku ärakanne**.

Savimulla osakaalu trend oli negatiivne, mis näitab savimuldade mõju lämmastikukao vähenemisele, mis on ka oodatav, sest savimuldade väike filtratsioonitegur takistab lämmastiku kiiret jõudmist mullaprofiili alumisse ossa (Hoffmann & Johansson, 1999; Kyllmar *et al.*, 2006; Letey & Vaughan, 2013). Lisaks sellele on savimuldades suurem denitrifikatsioon ning taimed omastavad peenema struktuuriga mulddest rohkem toitaineid kui jämeda struktuuriga mullast (nt liiv) (Hoffmann & Johansson, 1999) ning saviosakesed sisaldavad tunduvalt rohkem fosforit kui lämmastikku (Aase *et al.*, 2001). Turvasmuldade osakaaludega tuleb lämmastiku ärakande seos nii kogu valgla kui vaid põllumaade puhul statistiliselt usalduväärse positiivse seosega, mis näitab **turvasmuldadega valglatest lämmastiku suuremat ärakannet**. Turvasmuldade olevate põldude harimisel toimub turba küllalt kiire mineraliseerumine, mis soodustab toitainete ärakannet (Timmusk, 2007). Kogu valgla turvasmuldade osakaalu korrelatsioonitulemuste puhul eristub ka 2006. ja 2013. aasta kõige selgemalt. Need aastad olid uurimisperioodi kõige kuivemad ning ainete ärakanne on ülejäänud kahe aastaga võrreldes väiksem ja statistiliselt mitteusaldusväärse seosega. Lämmastiku ärakande seos paepealsete muldade suurema osatähtsusega valglal on samuti positiivne ning statistiliselt usaldusväärne. Paepealsete muldade suurema osakaalu mõju lämmastiku ärakande suurenemisele on seletatav põuaperioodi mõjuga, kuna siis kuivab muld läbi ning lämmastik jääb taimede poolt kasutamata. Põuale järgneval sajuperioodil aga suureneb järsult lämmastiku leostumine paepealsest mullast.

Metsamaa osakaal näitab negatiivset trendi. Selle näitajaga ei tule küll statistiliselt usaldusväärset seost, kuid kirjanduse põhjal saab öelda, et **suurema metsa osakaalu korral valglal on toitainete väljakanne väiksem** (Iital *et al.*, 2005; Kyllmar *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2013). **Põldude osakaalu ja lämmastiku ärakande vahel tuleb välja selge positiivne trend** (Petry *et al.*, 2002; Kyllmar *et al.*, 2006; Uuemaa *et al.*, 2007; Chebud *et al.*, 2011), kuid käesoleva töö tulemused nii tugevaid seoseid ei andnud, kuid positiivset trendi on siiski selgelt näha. Küll aga andis PRIA põllumaade osakaal tugevama seose kui põhikaardi põldude osakaaluandmeid kasutades, millest võiks järeldada, et PRIA registis olevaid põlde väetatakse intensiivsemalt. Lisaks on oluline ka põllumaade talvise taimkatte olemasolu, mille puudumine põhjustab suuremat toitanete ärakannet kui olukord, kus põld on kaetud taimestikuga (Qian *et al.*, 2014). Eestis on suurem osa põldudest talvel taimkatteta, mistõttu võiks eeldada selgemaid seoseid põllumaa osatähtsuse ja ainete ärakande vahel. Rohumaa ja looduliku rohumaa osakaalust koos ei eristu nii selge trend, kui ainult rohumaa osakaalu korral, mis näitab positiivset seost lämmastiku

ärakandega. Loodusliku rohumaa osakaaluga tuleb ainete ärakande osas välja negatiivne trend. Võib eeldada, et looduslikku rohumaad ei väetata, seega lämmastiku ärakanne ei saa nendel aladel oluline olla. Kultuurrohumaa puhul toimub väetamine, sellega on seletatav ka viimase positiivne seos lämmastiku ärakandega. Povilaitis jt. (2014) leidsid, et karjamaa pigem vähendab lämmastiku ärakannet, mis ühtib selle töö loodusliku rohumaa tulemusega. Lämmastiku väljaleostumine on rohumaadel üsnagi väike, kuna rohhtaimestiku lämmastiku tarbimine jätkub ka sügisel (Timmusk, 2007). Soode osakaal näitab negatiivset trendi, mis on ka eeldatav, kuna märgalades toimub nii vees liikuvate taimetoitainete sidumine (Timmusk, 2007) kui ka denitrifikatsiooniprotsess ning mida pikem on vee viibeaeg märgalas, seda väiksem on ka toitainete väljakanne (Koskiaho *et al.*, 2003).

Punktreostuse kontsentratsiooni ja ainete ärakande vahel tulid enamasti positiivsed, kuid väga nõrgad seosed. Kuna punktreostuse usaldusväärsed andmed ei olnud kõikide valglate puhul saadavad, siis ei saa tulemustest kindlat järeldust teha. Küll aga saab öelda, et tänapäeva reoveepuhastuse tehnoloogia abil saab üsnagi hästi lämmastiku ja fosfori reoveest eraldada. Parandatud maade ja lämmastiku ärakande puhul tuli välja nõrk positiivne trend, kuid maaparanduse suurendavat mõju lämmastiku ärakandele kinnitavad ka Leedu ja Läti andmed, vastavalt Povilaitis jt (2014) ning Jansons jt (2003). Maaparanduse tagajärjel muutub valgla veerežiim ning näiteks kevadise suurvee ajal suureneb pindmine äravool, mis omakorda põhjustab mullaerosiooni. Maaparanduse eesmärk on ühtlustada taimede kasvutingimusi ja soodustada väetussainete paremat ärakasutamist, kuid oluline osa haritavalt alalt väljakantavatest toitainetest on põhjustatud halvast kuivendussüsteemide seisundist (Timmusk, 2007). Peale maareformi vähenes eraomandisse jäänud maadel maaparandussüsteemide korrashoid, kuna see oli kulukas ning kõik maaomanikud ei teadvustanud süsteemide toimise vajalikkusest (Maaparandus..., 2014). Suuresti tänu toetustele, mida administreerib PRIA, on maaparandussüsteemide hooldustööd hakanud hoogustuma seda nii erametsades (Arukuusk, 2010) kui ka põllumaadel (Maaparandus..., 2014).

Tabel 3. Seosed (Spearmani ρ) maastikunäitajate ja lämmastiku seireandmete põhjal arvutatud väljakande (kg/ha*a) vahel. Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on välja toodud tumedas kirjas.

Näitaja	2000	2006	2008	2013
Valgla pindala	0,14	-0,06	-0,12	-0,15
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	0,19	0,02	0,01	0,002
FQ	0,16	-0,01	0,33	0,47
Nõlvakallete keskmine %	-0,41	-0,35	-0,50	-0,45
Automorfse liiva osakaal	-0,52	-0,44	-0,61	-0,62
Hüdromorfse liiva osakaal	-0,24	-0,24	-0,28	-0,47
Liiv kokku	-0,38	-0,31	-0,45	-0,60
Automorfse ls/sl osakaal	0,14	0,13	0,14	0,29
Hüdromorfse ls/sl osakaal	0,35	0,39	0,30	0,31
Ls/sl kokku	0,14	0,25	0,22	0,49
Automorfse savi osakaal	-0,17	0,01	-0,35	-0,24
Hüdromorfse savi osakaal	0,16	0,12	-0,09	-0,16
Savi kokku	0,05	0,06	-0,22	-0,23
Hüdromorfse turba osakaal	0,53	0,31	0,50	0,26
Paepealsete muldade osakaal	0,53	0,26	0,43	0,24
Automorfse pinnase osakaal	-0,19	-0,18	-0,16	-0,03
Hüdromorfse pinnase osakaal	0,17	0,16	0,16	0,01
Maaparanduse osakaal	0,07	0,15	0,02	-0,02
PK metsa osakaal	-0,22	-0,19	-0,14	-0,26
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	-0,33	-0,32	-0,28	-0,35
PK põllu osakaal	0,15	0,19	0,12	0,30
PRIA põllu osakaal (2014)	0,46	0,39	0,33	0,42
PRIA mahepõllu osakaal	0,35	0,34	0,31	0,39
PK rohumaa ja loodusliku rohumaa osakaal	0,21	0,17	-0,03	-0,06
PK rohumaa osakaal	0,41	0,22	0,23	0,11
PK loodusliku rohumaa osakaal	-0,012	-0,04	-0,12	-0,17
PK soo osakaal	-0,09	-0,28	0,01	-0,12
N-üld punktreostuse keskmine kontsentratsioon (2007) mg/l	0,24	0,13	0,09	0,09
N-üld punktreostuse väljakanne (2007) (kg*ha/a)	0,14	0,03	0,07	0,18
Loomühik	0,18	0,05	0,04	0,05
PK põllumaa liiva osakaal	-0,35	-0,18	-0,43	-0,36
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,01	-0,05	0,11	0,23
PK põllumaa savi osakaal	0,09	0,21	-0,21	-0,29
PK põllumaa turba osakaal	0,58	0,51	0,49	0,35
Vooluveekogude pikkus, km	0,31	0,15	0,12	0,01
Vooluveestiku tihedus (km/km ²)	0,14	0,21	0,01	0,02

Fosfori ärahande puhul ei saadud erinevate maastikunäitajatega statistiliselt usaldusväärseid seoseid kuigi palju (tabel 4). Kui lämmastiku ärahandega tulid äravoolu ja selle muutlikkuse näitajaga (FQ) nõrgad (välja arvatud üks aasta), kuid siiski positiivsed seosed, siis fosfori puhul on tulemus aastate viisi pigem negatiivse trendiga. Seda seost saaks seletada lahjenduse suurenemisega, mis sõltub valgla pindalast (Lewis *et al.*, 2013), mille tulemus selles töös tuligi 2008. ja 2013. aastal negatiivse trendiga – teisisõnu valgla pindala suurenedes suureneb ka toitainete lahjendus. Lämmastiku ärahandega tuli vooluveekogude pikkuse ja tihedusega välja nõrk, kuid selge positiivne trend, siis fosfori ärahandega ei tule selget trendi, mis näitab fosfori ärahande keerukust maastikust. Nõlvakallete puhul tuleb fosfori ärahandega välja positiivne trend, samas lämmastiku ärahandega oli tulemus vastupidine. Nõlvakalde ja fosfori ärahande positiivse seose leidsid ka Ahuja *et al.* (1982), Li *et al.* (2006) ja Deelstra (2009).

Muldade puhul oli seos fosfori ärahande ning liiv- ja saviliiv/liivsavi muldade osatähtsuse vahel üsnagi tagasihoidlik ning kindlat trendi ei saa välja lugeda. Kuid põllumaade saviliiv/liivsavi osakaaluga tuli välja tugevam ja ühel aastal ka statistiliselt usaldusväärne negatiivne seos. Vaid **savimuldade ja põllumaa savimuldade osakaaludega tuli välja tugev ja positiivne trend.** Savimaa osakaalu suurendavat mõju kinnitavad ka Hoffmann ja Johnsson (1999) ja Kyllmar jt (2006) tulemused ning kui suurema savi lõimisega valgla on lämmastiku ärahande tunduvalt väikesem kui suure liivmulla osakaaluga valglast, siis fosfori puhul on tulemus vastupidine (Kyllmar *et al.*, 2006), mida näitavad ka käesoleva töö analüüsi tulemused. Aase *et al.* (2001) põhjal on üheks põhjenduseks saviosakeste oluliselt suurem fosforisisaldus kui see on liivaosakestes.

Valgla paepealste ja turvasmuldade osakaaludega ei tulnud fosfori ärahande puhul tugevaid seoseid, samas lämmastiku puhul oli tulemus mõlema näitaja puhul statistiliselt usaldusväärne ja positiivse trendiga. Küll aga tuli turvasmuldadel asuvate põllumaade osakaaluga tugevam positiivne trend välja. Võrdluseks eelnevaga, leidsid Bechmann ja Våje (2002) tugeva korrelatsiooni turvasmuldadel oleva rohumaa ja fosfori ärahande vahel. Turvasmuldade mõju fosfori ärahandele saaks seletada nii maakasutuse intensiivistumise tõttu turba mineraliseerumise kiirenemise tegurina ning ka väetiste kasutamise mõjuga, mille tagajärjel tõuseb mulla pH, mis omakorda mõjutab toitainete väljakannet. Ka Sharpley and Rekolainen (Sharpley and Rekolainen, 1997 cit. Lazzarotto, 2004) leidsid, et kõrge fosforikadu ilmnes turvasmuldadelt.

Metsamaa ja põllumaa osakaaludega tulevad samasugused trendid välja, mis lämmastiku puhulgi, vastavalt negatiivne ja positiivne. Kui omavahel võrrelda põhikaardi ja PRIA põllumaade osakaalude analüüsi tulemusi, siis viimastega tuleb tugevam trend välja, sama oli ka lämmastiku puhul. PRIA mahepõllu osakaaludega tuleb fosfori ärakande puhul välja ka negatiivne trend, mida võiks seletada asjaoluga, et mahepõllul kasutatavad väetised on bioloogiliselt lagunevad ja nende kasutus on ratsionaalsem. Rohumaa osakaaludest tuli kõige olulisem ja **positiivne trend välja loodusliku rohumaa osakaalu ja fosfori ärakande puhul**, samas lämmastiku ärakandega tuli küll nõrk kuid siiski negatiivne trend. Rohumaade puhul eristusid kultuur- ja looduslik rohumaa üsnagi selgelt teineteisest. Korrellatsioonianalüüsi tulemustest tuleb välja, et looduslikel rohumaaadel toimub suurem fosfori äraanne ning kultuurrohumaaal vastupidiselt on lämmastiku äraanne fosforist suurem. Looduslike ja kultuurrohumaaade erinevus eisneb eelkõige selles, et looduslikel rohumaaadel on keelatud väetiste kasutamine (Talvi, 2001). Seega taimekooslus, mis looduslikul rohumaaal kasvab, on kohanenud sealse toitainetevaruga. Rohumaa osakaalu positiivse mõju fosfori ärakandele tõid välja May jt. (2001), kes leidsid, et peale põllumaade on märkimisväärne äraanne ka rohumaaadelt ning lisaks eelnevale leidsid Bechmann ja Våje (2002), et fosfori väljakeerust korreleerus tugevalt turvasmuldadel asuvate rohumaaade osakaaluga. Soode osakaaludega ei tulnud kindlat seost välja ja sarnase tulemuse leidis ka Reinelt (1990), et aasta lõikes ei olnud fosfori äraanne märgaladest oluline.

Fosfori ärakande ja maaparandusega maa osakaaluga tuleb välja nõrk, kuid negatiivne trend, samas lämmastiku ärakandega tuli aastate lõikes välja pigem positiivne, kuid väga nõrk trend. Oluline osa haritavalt maalt väljakantavast toitainekoormusest on tingitud halvast kuivenduse seisundist. Pindmise äravoolu likvideerimine, drenaaži efektiivsuse suurendamine vähendab fosforiühendite väljakannet (Timmusk, 2007), mida näitab ka selles töös saadud nõrk, kuid siiski negatiivne trend. Maaparanduse osakaalu tulemustest võiks järeldada, et sellel on uuritud valglatel enamasti väike tähtsus toitainete, eriti lämmastiku ärakandele.

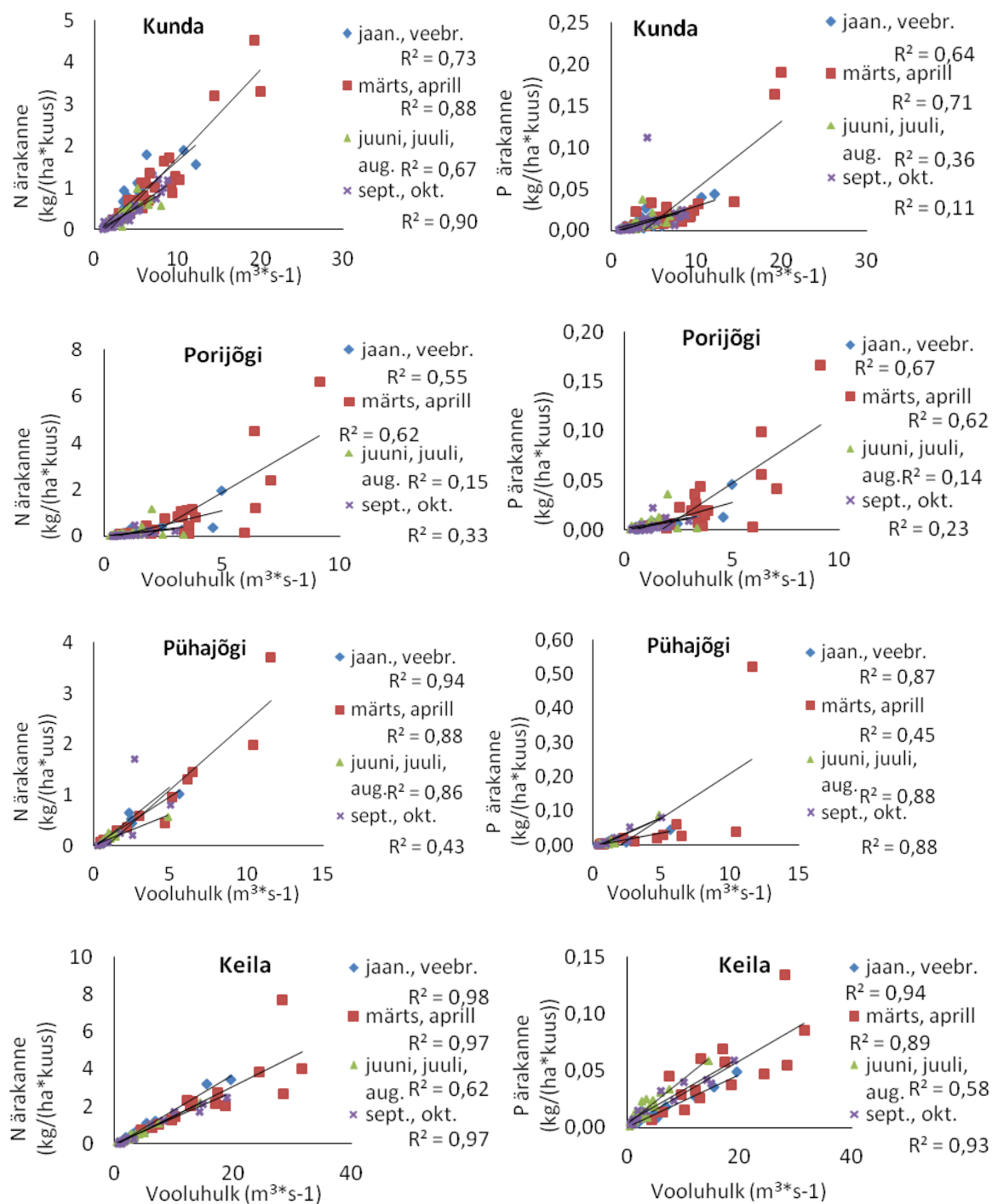
Tabel 4. Seosed (Spearmani ρ) maastikunäitajate ja fosfori seireandmete põhjal arvutatud väljakande (kg/ha*a) vahel. Statistiliselt-usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on välja toodud tumedas kirjas.

Näitaja	2000	2006	2008	2013
Valgla pindala	0,16	0,20	-0,18	-0,21
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	0,23	0,17	-0,15	-0,14
FQ	-0,13	-0,40	-0,25	0,13
Nõlvakallete keskmine %	0,43	0,22	-0,004	0,05
Automorfse liiva osakaal	0,28	0,28	0,04	-0,03
Hüdromorfse liiva osakaal	-0,14	0,10	0,06	-0,06
Liiv kokku	-0,07	0,07	-0,07	-0,14
Automorfse ls/sl osakaal	0,15	-0,05	-0,11	0,06
Hüdromorfse ls/sl osakaal	-0,25	-0,13	0,03	-0,06
Ls/sl kokku	-0,02	-0,11	0,14	0,13
Automorfse savi osakaal	0,34	0,50	0,29	0,12
Hüdromorfse savi osakaal	0,22	0,37	0,28	0,22
Savi kokku	0,23	0,39	0,29	0,19
Hüdromorfse turba osakaal	0,10	0,02	-0,16	-0,09
Paepealsete muldade osakaal	0,004	0,08	0,03	0,23
Automorfse pinnase osakaal	0,11	-0,04	-0,12	0,05
Hüdromorfse pinnase osakaal	-0,15	0,02	0,14	-0,01
Maaparanduse osakaal	-0,24	-0,13	-0,12	-0,28
PK metsa osakaal	-0,24	-0,14	-0,09	-0,19
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	-0,24	-0,10	-0,09	-0,17
PK põllu osakaal	0,17	0,04	-0,06	0,09
PRIA põllu osakaal (2014)	0,40	0,19	0,02	0,21
PRIA mahepõllu osakaal	-0,15	-0,07	-0,04	0,04
PK rohumaa ja loodusliku rohumaa osakaal	0,42	0,38	0,30	0,28
PK rohumaa osakaal	-0,03	-0,05	-0,15	0,004
PK loodusliku rohumaa osakaal	0,55	0,45	0,45	0,33
PK soo osakaal	-0,04	-0,01	0,03	0,08
P-üld punktreostuse keskmine kontsentratsioon (2007) mg/l	-0,05	-0,03	-0,13	0,15
P-üld punktreostuse väljakeht (2007) (kg*ha/a)	0,06	-0,03	-0,13	-0,06
Loomühik	0,23	0,22	-0,14	-0,11
PK põllumaa liiva osakaal	0,02	0,18	0,09	0,11
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,27	-0,50	-0,42	-0,38
PK põllumaa savi osakaal	0,44	0,68	0,36	0,16
PK põllumaa turba osakaal	0,24	0,41	0,22	0,32
Vooluveekogude pikkus, km	-0,06	0,14	-0,27	-0,34
Vooluveestiku tihedus (km/km ²)	-0,12	0,09	0,12	-0,14

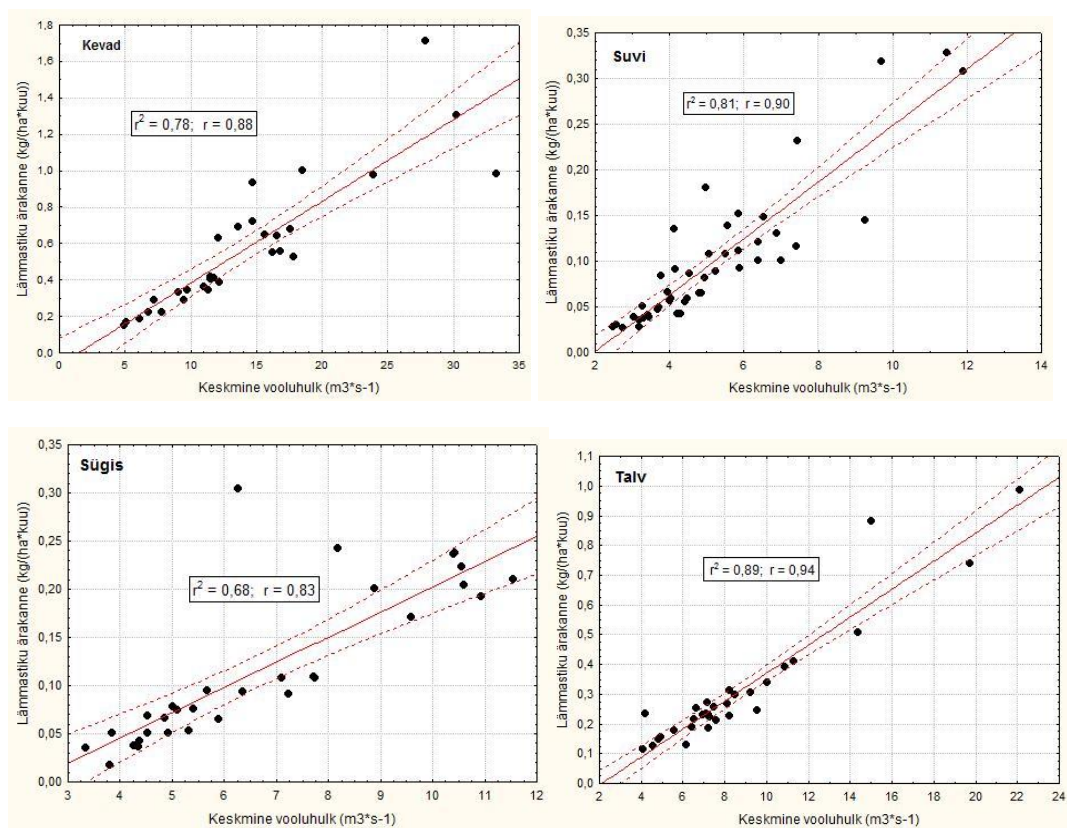
3.2. Ärakanne hüdroloogilistel perioodidel

Vaadates ainete ärakande sempooset dünaamikat hüdroloogiliste perioodide viisi, eristub teistest selgelt kevadise suurvee periood, kus äravool ja ainete ärakanne on teiste perioodidega (kuudega) võrreldes mõnel aastal isegi ühe suurusjärgu võrra suurem teistel perioodidel (joonis 7, lisa 3). Sarnane tulemus tuli ka Stålnackel (1996), kes võttis vaatluse alla küll kolm perioodi, kuid hiliskevadine-varasuvine periood (mai-juuni) tuli lämmastiku ärakandel tunduvalt suurem, kui teistel perioodidel. Enamuse valglate puhul saab Pearsoni determinatsioonikordaja abil kirjeldada kõikidel perioodidel äravoolu suurusega üle 50% ainete ärakande varieeruvusest, kuna ärakanne on kõige rohkem sõltuv äravoolust. Ainult neljal jõel jäi fosfori ärakande sõltuvus äravoolust tunduvalt väiksemaks kui 50% ja seda enamasti ainult suvel ja sügisel. Porijõgi oli ainuke jõgi, millel oli ka äravoolu ja lämmastiku ärakande r^2 väärtus väga madal – suvel 0,15 ja sügisel 0,33. Kunda, Porijõe, Pühajõe ja Pirita jõe fosfori ärakande determinatsioonikordajad olid kahe esimese puhul nii suvel kui sügisel väike ning kahe viimase jõe puhul kevadel ja sügisel väga väike (joonis 9). Pirita ja Pühajõe puhul eristub ühe kuu tulemus, mis oluliselt mõjutab Pearsoni determinatsioonikordaja väärtust. Kunda jõe ja Porijõe puhul ei ole sügis- ja suveperioodil mõnda üksikut, keskmisest oluliselt erinevat kuud, mis mõjutaks nende hüdroloogiliste perioodide tulemusi. Seega Kunda ja Porijõe fosfori ärakande puhul on muud tegurid olulisemad kui äravool. Kunda jõe veekvaliteeti mõjutab punktreostusallikatest kõige enam Kunda tsemenditehase heitvesi ning Porijõel mõningal määral Reola gaasi heitvesi.

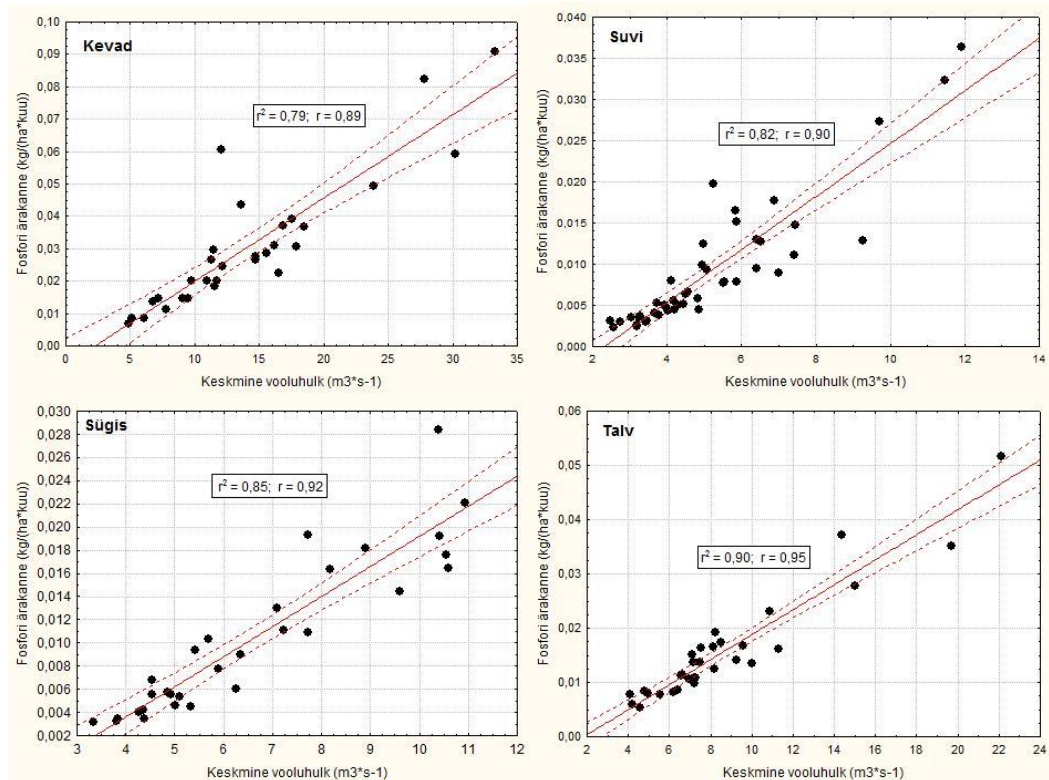
Kõigi aastaaegade äravoolu ja ainete ärakande seoseid graafiliselt võrreldes on näha lisaks kevadele ka sügisese äravoolu ja toitainete ärakande hajusam korrelatsioon ning suve ja talve miinimumäravoolu perioodide oluliselt väiksemad ja koondunud tulemused, seda nii fosfori kui lämmastiku puhul (joonis 8 ja 9).



Joonis 7. Jõgede vooluhulga ja toitainete äraande seosed erinevatel hüdroloogilistel perioodidel.



Joonis 8. Lämmastiku ärakanne (kg/(ha*kuus)) Võhandu jõe valglas erinevatel hüdrooloogilistel perioodidel.



Joonis 9. Fosfori ärakanne (kg/(ha*kuus)) Võhandu jõe valglas erinevatel hüdrooloogilistel perioodidel.

Ainete ärakande seosed maastikunäitajatega erinevatel hüdroloogilistel perioodidel olid enamike näitajate korral sama trendiga kui kogu aasta tulemustes (tabel 5, 6, 7, 8). Pikaajalise veevahetuse (FQ) statistiliselt usaldusväärne positiivne seos **lämmastiku ärakandega** ilmnes kõigi aastaegade puhul, samuti kogu aasta tulemustes. Vooluhulgaga tulid statistiliselt olulised seosed välja ainult 2013. aasta suve-, sügis- ja talveperioodiga. Kevadperioodil oli Spearmani ρ väärtus kõigi seirejõgede koosarvestuses väga väike. Kuid igat valglat eraldi analüüsides näitab Pearsoni determinatsioonikordaja peaaegu kõigil jõgedel kõrget väärtust hüdroloogilistel perioodidel (joonis 7). Seetõttu saab järeldada, et toitainete ärakanne on peamiselt sõltuv äravoolust.

Timmusk (2007) toob välja, et mõõdukat väetusenormi järgides (100–120 kg N/ha) ning optimaalsest väetamisajast ja viisist kinnipidamisel on võimalik tagada, et suures osas liikuv lämmastik seotakse taimede poolt. Oluline roll ainete ärakande protsessis on väetamisjärgsel ajal intensiivsetel sademetel, mille kestust ja hulka on raske prognoosida. Suure hulga sademevee korral laskuva veevooluga uhutakse taimetoitained mulla sügavatesse horisontidesse või kantakse veekogudesse pindmise valgumise tõttu. Seetõttu pole täielikult võimalik taimekasvatuses toitainete kadusid vältida (Timmusk, 2009).

Valgla pindala ja lämmastiku ärakande vahelises seoses ilmneb negatiivne trend aastaegade lõikes, mis näitab toitainete lahjendumise tõusu valgla suurenemisel (Lewis *et al.*, 2013). Nõlvakalde ja toitainete ärakande vahel on enamuse autoritest (Ahuja *et al.*, 1982; Li *et al.*, 2006; Deelstra, 2009) leidnud positiivse seose, kuid käesolevas uuringus tuli esile hoopis vastupidine trend ning statistiliselt olulisena eristub omakorda kevade- ja talveperiood. Negatiivne seos võiks olla seletatav asjaoluga, et Eesti territoorium on üsna tasane ning kui vaadata kõiki seirejõgesid koos, paiknevad põllud, kust toimub ka suurem toitainete väljakanne, enamasti tasastel aladel ning suurema nõlvakaldega alad on peamiselt kaetud metsade ja rohumaadega.

Muldade puhul on automorfsete liivmuldade osakaalu negatiivne trend statistiliselt oluline kevadel ja talvel ning suvel on statistiliselt usaldusväärne hoopis positiivne seos, mis näitab suveperioodil lämmastiku ärakannet automorfsetest liivamuldadest. Tyla jt. (1997) leidsid ka, et kerge tekstuuriga muldadelt toimub suurem ainete ärakanne, kuid selles töös saadud negatiivseid trende mõjutab arvatavasti metsamaa, kuna liivmuldade osatähtsus ja metsamaa osakaal korreleerusid omavahel positiivselt ehk lämmastiku ärakande negatiivne trend liivmuldadelt on seletatav metsade suure levimusega neil aladel. Letey ja Vaughan (2013) leidsid, et talvel on

liivmuldadelt lämmastiku äraanne suurem kui teistel aastaaegadel. Eesti puhul aga ilmnes talveperioodil pigem negatiivne trend. Liivaste põllumaade osakaaluga tuleb välja enamasti lämmastiku ärakande negatiivne seos, mis kevadel on ka statistiliselt usaldusväärne. See seos on teiste autorite tulemustega vastupidine (Hoffmann & Johansson, 1999; Kyllmar *et al.*, 2006; Letey & Vaughan, 2013). Samas üks põhjendus saaks olla sajuintensiivsus (Zhang *et al.*, 2007), mis mõjutab samuti toitainete ärakannet muldadedest. Mineraalse lämmastiku ja ammooniumlämmastiku ärakande vähendamiseks, eriti liiv- ja savimuldadega maadelt on otstarbekas korraldada varakevadel ja hilissügisel maaharimine lühikese aja jooksul ehk lühendada aega, mil muld on taimketteta, kuna taimkatteta maadelt on toitainete äraanne suurem kui taimkattega põldudel (Morkunas *et al.*, 2005, Deelstra *et al.*, 2009; Astover, 2012; Myrbeck *et al.*, 2014).

Saviliiv/liivsavi muldade osakaal ja lämmastiku ärakande vaheline seos oli kogu aasta lõikes positiivse trendiga; aastaaegade puhul eristub suveperioodi hüdro-morfse sl/lis muldadega korrelatsioonis ühel aastal negatiivne seos, mis näitab vaadeldava lõimisega muldade vähendavat mõju lämmastiku ärakandele. Seda saaks seletada hüdro-morfsete muldade veesisaldusega, mis soodustab denitrifikatsiooniprotsessi. Savimuldadega on lämmastiku ärakande puhul ainus statistiliselt oluline negatiivne trend näha suveperioodi näitajates, samas ka teiste aastaaegade ja kogu aasta korral on tulemus samuti pigem negatiivse trendiga. Savimuldade negatiivset mõju lämmastiku ärakandele saab selgitada sellega, et savimuldades on suurem denitrifikatsioonimäär ja sellise struktuuriga muldades omastavad taimed rohkem toitaineid kui jämeda tekstuuriga muldadedest (Hoffmann & Johansson, 1999).

Hüdro-morfse turvasmulla osakaalu analüüsil ilmnes statistiliselt usaldusväärne ja positiivne trend ainult kevadperioodil; teistel aastaaegadel olid seosed üsnagi head; ka kogu aasta näitajates tuli välja tugev positiivne trend. Hüdro-morfse turvasmulla ja lämmastiku tugevalt positiivne ja statistiliselt usaldusväärne seos viitab sellele, et kevadsuurvee ajal kantakse turvasmuldadelt rohkesti toitaineid veekogudesse, sest liigniisked turvasmullad soojenevad kevadel kauem ning sügavamad kihid on kevadise suurvee ajal veel külmunud. Seetõttu mullavee liikumine toimub horisontaalselt ehk ka toitaineid kantakse rohkem kaasa. Turvasmuldadega põllumaade osakaaluga tuleb samuti positiivne seos välja, mida saab seletada mullaharimise tagajärjel turba kiire lagunemise ja mineraliseerumisprotsessi kiirenemisega, mille tagajärjeks on toitainete

suurem äraanne (Timmusk, 2007). Paepealsete muldade osakaalu positiivne seos sai kinnitust ka aastaegade puhul. Vaid suveperioodil ilmnes väga nõrk seos, mis kinnitab kogu aasta analüüsis toodud järeldust, et põuaperioodi ajal ei toimu mullast toitainete olulist väljakannet.

Lämmastiku ärakande ja maakatte näitajate analüüsil tuli metsamaa osakaal kogu aasta lõikes välja tugevama seosega, kui hüdroloogilisi perioodide viisi. Vaid kevadperioodil esines ühel aastal statistiliselt usaldusväärne negatiivne trend. Kevadel on ka metsamaa mõju tugevam, kuna taimkatteta põldudel toimub kevadel suur toitainete äraanne. Põllumaa osakaalu puhul ei esinenud kogu aasta lõikes statistiliselt usaldusväärseid seoseid, kuid positiivne trend on näha ning ka metsa puhul on kogu aasta seosed kokkuvõtvalt tugevamad kui hüdroloogiliste perioodide viisi. Põllumaade suurendavat mõju toitainete ärakandele on leidnud paljud autorid (Petry *et al.*, 2002; Kyllmar *et al.*, 2006; Uuemaa *et al.*, 2007; Chebud *et al.*, 2011). Statistiliselt usaldusväärne tulemus tuleb hüdroloogiliste perioodide puhul välja vaid 2013. aasta kevadperioodiga, mis näitab kevadperioodil põllumaade ja eelkõige taimestikuta põllumaade suurt mõju lämmastiku ärakandele. Rohumaa osakaalu positiivsed ja soo osakaalu negatiivsed trendid näitavad hüdroloogiliste perioodide lõikes sama tulemust kui kogu aasta analüüsitulemused.

Fosfori seosed maastikunäitajatega hüdroloogiliste perioodide viisi ei olnud nii ühtlased ja tugevad kui lämmastiku puhul (tabel 5, 6, 7, 8). Ainete ärakande seostamisel pikaajalise veevahetusteguriga (FQ) tuli kogu aasta puhul esile pigem negatiivne trend, samas hüdroloogiliste perioodidega tuleb välja positiivne trend, mis vaid sүgisel ei ole statistiliselt usaldusväärne. Nölvakallete ja fosfori ärakande seos tuleb vastupidiset lämmastikule, positiivse trendiga ning suvel on tulemus ka statistiliselt usaldusväärne. Aase jt. (2001) leidsid, et fosfori äraanne nölvadelt ongi üsnagi väike, kuid kui savimuld võib sisaldada kuni 1400 mg üldfosforit kg kohta, siis liivmullas korral võib see olla vaid 450 mg kg kohta ehk mulla lõimis määrab ärakantava toitainete hulga. Valgla pindalaga esineb kõigil hüdroloogilistel perioodidel fosfori ärakandel enamasti negatiivne seos, mis tuli ka terve aasta analüüsis välja. Sama tulemuse said ka Lewis jt (2013), et valgla pindala suurenedes väheneb fosfori kontsentratsioon jõe vees ja äraanne, kuna pindala suurenedes tõuseb lahjendus.

Muldade puhul tuleb biogeenide ärakande puhul hüdroloogiliste perioodide viisi välja automorfsete liivmuldade positiivne ja hüdromorfsete liivmuldade pigem negatiivne trend ja sama seose saab ka ls/sl muldade korral välja tuua. Kogu aasta näitajate korral ei tulnud nii

tugevaid seoseid. Teisisõnu märjematest muldadest on fosfori äraanne tunduvalt väiksem kui kuivematest (automorfsetest) liiv- ning saviliiv- ja liivsavimuldadest. Üks seletus fosfori suuremale ärakandele jämedama struktuuriga kuivematest muldadest on nende muldade suurem erosioonitundlikkus, kuna kuivad mullad ei suuda nii kiiresti vett imada ning pinnavesi põhjustab nendel aladel suuremat erosiooni kui niiskematel muldadel (Simmonds *et al.*, 2015). Kui kogu aasta analüüsis näitab savimuldade osakaal väikest kuid kindlat positiivset trendi, siis hüdrooloogiliste perioodide lõikes tuleb sama seos välja vaid sügisel, kuid seos ise on nõrk. Savimuldade suurem mõju fosfori ärakandele on seletatav mulla lõimisega, kuna savimullad sisaldavad oluliselt rohkem fosforit kui liiv (Aase *et al.*, 2001) ning lisaks võivad saviühendid fosfaatsoolasid tugevalt siduda ja seega muuta fosfor taimedele kättesaamatuks (Timmusk, 2007).

Hüdmorfsete turvasmuldade osakaaluga tuleb aastaaegade lõikes välja küll nõrk, kuid negatiivne trend ning kogu aasta andmetega võrreldes on seosed siiski tugevamad. Lämmastiku puhul ilmnes vastupidine seos. Kuna turvasmuldade pH on madalam kui 4 ehk tugevalt happeline, hakkab fosfor teiste ühenditega sidemeid moodustama, mistõttu on mullas üha vähem taimedele omastatavat fosforit (Science Learning Hub, 2013). Turvasmulla lämmastiksisaldust võib mõjutada turba lagunemisaste. Kõrge lagunemisastmega turvasmuldades on rohkem ammoniumlämmastikku kui nitraatlämmastikku (Salonen, 1994) ning fosforit on enamasti turvasmuldades limiteerivalt (Paal, 2011). Paepealsete muldadega tulevad hüdrooloogiliste perioodide viisi välja nõrgad seosed nagu ka kogu aasta puhul. Välja võib tuua vaid suveperioodi veidi tugevamat negatiivset trendi. Ka lämmastiku puhul eristus just suveperiood, mil paepealsete muldade ja ainete ärakande vahel ei tulnud tugevaid seoseid, samas teistel perioodidel oli trend selgelt positiivne. Seega suveperioodil on mõlema toitaine äraanne paepealsetelt muldadelt väga väike. Põllumuldade puhul ei esinenud fosfori ärakandega tugevaid seoseid.

Fosfori ärakande seosed maakatte näitajatega tulid nii aasta kohta kui ka hüdrooloogiliste perioodide lõikes välja üsnagi nõrgad, kuid trendid on enamasti sama suunaga, mis kogu aasta andmete analüüsis. Spearmani ρ väikesed väärtused maakatte näitajate ja fosfori ärakande vahel on seletatav sellega, et lämmastiku ja fosfori äraanne maastikust on sõltuv erinevatest teguritest ning maastikunäitajad on mõlema taimetoitaine puhul erineva mõjuga nende ärakandele.

Tabel 5. Lämmastiku (vasakpoolsed tulbad) ja fosfori (parempoolsed tulbad) ärakande (kg/(ha*a)) seosed kevadisel suurveeperioodil (märts-aprill) (Spearmani ρ). Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on toodud tumedas kirjas.

Näitaja	Lämmastiku väljakanne				Fosfori väljakanne			
	2000	2006	2008	2013	2000	2006	2008	2013
Valgla pindala, km ²	-0,07	-0,53	0,03	0,07	-0,19	-0,70	-0,40	-0,24
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	-0,01	-0,07	0,26	-0,01	-0,20	-0,49	-0,38	-0,31
FQ (veevahetustegur)	0,18	0,72	0,31	-0,20	-0,14	0,64	0,42	0,07
Keskmine nõlvakalle %	-0,74	-0,66	-0,61	0,08	0,49	0,12	0,07	0,23
Automorfse liivmulla osakaal	-0,88	-0,71	-0,71	-0,21	-0,07	0,22	-0,11	0,18
Hüdromorfse liivmulla osakaal	-0,09	0,13	-0,19	-0,60	-0,56	0,35	-0,01	-0,04
Liivmullad kokku	-0,44	-0,18	-0,50	-0,52	-0,40	0,33	-0,04	0,05
Automorfse ls/sl osakaal	-0,15	-0,41	0,03	0,62	0,53	-0,39	-0,06	0,02
Hüdromorfse ls/sl osakaal	0,45	0,50	0,57	0,17	0,08	0,06	0,23	0,00
Ls/sl kokku	0,04	-0,07	0,20	0,54	0,39	-0,19	0,12	0,17
Automorfse savimulla osakaal	-0,22	-0,22	-0,37	0,04	0,15	-0,27	0,10	0,04
Hüdromorfse savimulla osakaal	0,39	0,37	0,31	-0,08	0,12	-0,19	0,22	0,06
Savimullad kokku	0,25	0,26	0,11	-0,07	0,24	-0,13	0,37	0,07
Hüdromorfse turvasmulla osakaal	0,79	0,63	0,50	-0,17	-0,10	-0,21	-0,06	-0,39
Paepealse mulla osakaal	0,58	0,29	0,42	0,11	0,00	-0,09	-0,05	-0,16
Automorfsete muldade osakaal	-0,50	-0,69	-0,24	0,41	0,49	-0,27	-0,08	0,14
Hüdromorfsete muldade osakaal	0,46	0,69	0,28	-0,40	-0,51	0,27	0,09	-0,14
Kuivendatud maa osakaal	0,27	0,58	0,36	-0,19	-0,11	0,33	0,56	-0,02
PK metsa osakaal	-0,10	0,18	0,01	-0,55	-0,51	0,44	0,05	0,02
PK põllu osakaal	-0,20	0,44	-0,08	0,60	0,41	-0,39	-0,12	0,04
PK rohumaa osakaal	0,38	0,38	0,05	0,43	0,45	-0,19	0,21	0,11
PK soo osakaal	0,30	0,19	0,08	-0,73	-0,29	-0,14	-0,10	-0,26
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	-0,14	0,05	-0,19	-0,71	-0,54	0,23	-0,04	-0,05
PRIA mahepõldude osakaal	0,30	0,17	0,14	0,44	0,04	-0,23	0,11	0,08
PRIA põldude osakaal (2014)	0,31	0,05	0,16	0,62	0,53	-0,34	0,06	-0,12
Punktreostuse keskmine kontsentratsioon 2007 (mg/l)	0,11	-0,14	0,07	0,22	0,01	-0,43	-0,22	0,08
Punktreostuse keskmine väljakanne (2007) (kg*ha/a)	-0,16	-0,43	-0,22	0,35	0,20	-0,58	-0,35	0,17
Looduskaitsealade osakaal	0,30	0,02	0,39	0,14	-0,34	-0,16	-0,33	-0,09
Loomakasvatuse koormus, LÜ	-0,25	-0,71	-0,06	0,44	-0,16	-0,61	-0,55	-0,16
PK põllumaa liivmulla osakaal	-0,35	-0,24	-0,53	-0,65	-0,46	-0,13	-0,47	-0,14
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,15	-0,24	-0,01	0,48	0,57	-0,04	0,16	0,08
PK põllumaa savmulla osakaal	0,11	0,25	0,03	0,02	0,04	-0,03	0,45	-0,07
PK põllumaa turvasmulla osakaal	0,60	0,52	0,51	0,17	-0,37	-0,21	-0,01	-0,17
Vooluveekogude pikkus, km	0,23	-0,05	0,32	0,15	0,04	-0,24	-0,02	-0,40
Vooluveekogude tihedus, km/km ²	0,49	0,29	0,53	0,02	0,03	0,05	0,46	-0,04

Tabel 6. Lämmastiku (vasakpoolsed tulbad) ja fosfori (parempoolsed tulbad) ärakande (kg/(ha*a)) seosed suvisel madalveeperioodil (juuni-august) (Spearmani ρ). Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on toodud tumedas kirjas.

Näitaja	Lämmastiku väljakanne				Fosfori väljakanne			
	2000	2006	2008	2013	2000	2006	2008	2013
Valgla pindala, km ²	-0,26	-0,64	0,02	0,16	-0,02	0,06	-0,39	-0,04
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	0,00	-0,40	0,24	0,47	0,42	0,01	-0,28	0,18
FQ (veevahetustegur)	0,22	0,11	0,31	0,59	0,72	0,52	0,21	0,51
Keskmine nõlvakalle %	-0,06	-0,19	-0,11	0,26	0,61	0,77	0,47	0,26
Automorfse liivmulla osakaal	0,05	-0,11	-0,22	0,45	0,74	0,70	0,31	0,48
Hüdromorfse liivmulla osakaal	0,13	-0,16	-0,38	0,02	0,09	-0,12	-0,12	0,25
Liivmullad kokku	0,12	-0,05	-0,37	0,28	0,38	0,26	0,13	0,43
Automorfse ls/sl osakaal	-0,11	-0,09	0,37	0,26	0,00	0,44	0,10	-0,11
Hüdromorfse ls/sl osakaal	0,00	-0,09	0,07	-0,47	-0,30	-0,57	-0,07	-0,47
Ls/sl kokku	-0,02	0,23	0,22	-0,14	-0,17	-0,21	-0,03	-0,27
Automorfse savimulla osakaal	-0,66	-0,24	-0,30	0,05	-0,02	0,26	0,12	0,04
Hüdromorfse savimulla osakaal	-0,58	-0,59	-0,33	-0,38	-0,21	0,39	-0,10	-0,15
Savimullad kokku	-0,67	-0,59	-0,43	-0,46	-0,21	0,31	-0,06	-0,20
Hüdromorfse turvasmulla osakaal	0,04	0,09	0,12	-0,04	-0,24	-0,15	-0,21	-0,16
Paepealse mulla osakaal	0,10	-0,06	0,05	-0,03	-0,68	-0,26	-0,28	-0,08
Automorfsete muldade osakaal	-0,12	-0,11	0,16	0,33	0,20	0,63	0,19	0,12
Hüdromorfsete muldade osakaal	0,11	0,11	-0,15	-0,33	-0,24	-0,63	-0,19	-0,12
Kuivendatud maa osakaal	0,04	-0,15	-0,22	-0,50	0,05	-0,22	0,02	-0,33
PK metsa osakaal	0,38	0,17	-0,26	-0,16	0,31	-0,21	-0,02	0,11
PK põllu osakaal	-0,09	-0,09	0,36	0,24	-0,05	0,34	0,07	-0,09
PK rohumaa osakaal	-0,21	0,30	0,00	0,23	-0,06	0,46	0,34	0,19
PK soo osakaal	-0,15	-0,22	-0,35	-0,14	-0,22	-0,10	-0,42	0,12
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	0,25	0,05	-0,38	-0,02	0,29	-0,16	-0,10	0,26
PRIA mahepõldude osakaal	0,05	0,24	0,28	-0,18	-0,48	-0,05	-0,02	-0,29
PRIA põldude osakaal (2014)	-0,43	-0,17	0,13	0,21	-0,46	-0,01	-0,03	0,03
Punktreostuse keskmine kontsentratsioon 2007 (mg/l)	-0,13	-0,25	0,13	0,05	-0,14	0,28	-0,04	0,16
Punktreostuse keskmine väljakanne (2007) (kg*ha/a)	0,02	-0,06	0,19	0,06	0,06	0,26	-0,11	-0,02
Looduskaitsealade osakaal	0,26	0,35	0,38	0,42	-0,32	-0,13	-0,34	0,23
Loomakasvatuse koormus, LÜ	-0,12	-0,44	0,28	0,45	-0,09	0,12	-0,30	0,01
PK põllumaa liivmulla osakaal	0,09	0,10	-0,41	-0,02	0,18	-0,17	-0,17	0,20
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,03	-0,24	0,29	0,20	0,16	-0,06	0,09	-0,14
PK põllumaa savmulla osakaal	-0,37	-0,23	-0,23	-0,02	0,08	0,35	0,28	-0,08
PK põllumaa turvasmulla osakaal	0,34	0,36	0,30	0,08	-0,42	-0,06	-0,10	-0,02
Vooluveekogude pikkus, km	-0,30	-0,22	-0,10	-0,29	-0,11	-0,15	-0,36	-0,57
Vooluveekogude tihedus, km/km ²	0,11	-0,19	0,10	-0,39	-0,25	-0,41	0,10	-0,24

Tabel 7. Lämmastiku (vasakpoolsed tulbad) ja fosfori (parempoolsed tulbad) ärakande (kg/(ha*a)) seosed sügisesel (september-oktoober) vihmaveeperioodil (Spearmani ρ). Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on toodud tumedas kirjas.

Näitaja	Lämmastiku väljakanne				Fosfori väljakanne			
	2000	2006	2008	2013	2000	2006	2008	2013
Valgla pindala, km ²	0,15	-0,52	-0,41	0,10	0,19	-0,42	-0,38	0,00
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	0,34	-0,26	-0,16	0,53	0,14	-0,31	-0,15	0,41
FQ (veevahetustegur)	0,52	0,46	0,57	0,37	-0,02	0,19	0,24	0,39
Keskmine nõlvakalle %	-0,25	-0,41	-0,43	-0,05	0,20	0,38	0,11	0,18
Automorfse liivmulla osakaal	-0,06	-0,31	-0,54	0,11	0,34	0,29	0,17	0,19
Hüdromorfse liivmulla osakaal	0,28	0,12	-0,30	0,05	0,04	-0,25	0,19	0,11
Liivmullad kokku	0,29	0,03	-0,45	0,15	0,31	-0,05	0,32	0,21
Automorfse ls/sl osakaal	-0,32	-0,36	-0,03	0,05	-0,10	-0,03	-0,19	-0,12
Hüdromorfse ls/sl osakaal	0,25	0,21	0,28	-0,09	0,02	-0,07	0,20	-0,29
Ls/sl kokku	-0,27	0,12	0,54	0,05	-0,32	-0,13	0,03	-0,20
Automorfse savimulla osakaal	0,11	-0,47	-0,10	-0,04	0,16	0,14	-0,07	0,20
Hüdromorfse savimulla osakaal	0,49	0,00	-0,08	-0,22	0,38	0,24	0,03	0,09
Savimullad kokku	0,40	-0,14	-0,08	-0,22	0,30	0,14	0,03	0,10
Hüdromorfse turvasmulla osakaal	0,30	0,31	0,12	-0,09	0,14	0,08	-0,24	-0,10
Paepealse mulla osakaal	0,25	0,40	0,22	-0,14	-0,08	-0,49	-0,16	0,06
Automorfsete muldade osakaal	-0,37	-0,46	-0,18	0,05	-0,07	0,09	-0,05	0,07
Hüdromorfsete muldade osakaal	0,36	0,46	0,23	-0,04	0,04	-0,09	0,01	-0,07
Kuivendatud maa osakaal	-0,38	-0,41	-0,05	0,29	-0,19	-0,28	-0,21	0,11
PK metsa osakaal	0,24	0,18	0,12	-0,02	0,05	0,12	0,21	-0,16
PK põllu osakaal	0,17	0,24	-0,10	0,14	0,04	0,00	0,09	0,06
PK rohumaa osakaal	-0,24	-0,30	-0,06	0,07	-0,20	-0,19	-0,18	-0,07
PK soo osakaal	0,32	0,18	0,27	-0,11	0,28	0,18	0,17	0,12
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	-0,06	-0,08	-0,24	-0,09	-0,06	0,10	-0,30	0,11
PRIA mahepõldude osakaal	0,06	0,12	-0,18	0,23	-0,06	0,10	0,07	0,18
PRIA põldude osakaal (2014)	0,00	0,00	0,00	-0,16	-0,48	-0,60	-0,26	-0,21
Punktreostuse keskmine kontsentratsioon 2007 (mg/l)	-0,10	-0,15	0,10	0,05	0,00	-0,01	-0,24	0,07
Punktreostuse keskmine väljakanne (2007) (kg*ha/a)	0,13	-0,28	-0,28	-0,30	-0,11	0,15	-0,06	-0,21
Looduskaitsealade osakaal	-0,41	-0,40	-0,28	-0,36	-0,25	0,02	+0,19	0,07
Loomakasvatuse koormus, LÜ	0,02	-0,43	-0,24	0,16	0,06	-0,44	-0,40	-0,13
PK põllumaa liivmulla osakaal	0,24	0,26	-0,29	0,17	-0,03	-0,21	0,01	0,20
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,76	-0,62	0,06	0,09	-0,25	-0,07	0,34	-0,28
PK põllumaa savmulla osakaal	0,44	0,01	0,15	-0,22	0,23	0,57	0,03	-0,005
PK põllumaa turvasmulla osakaal	0,56	0,56	0,31	-0,20	-0,18	-0,07	-0,31	-0,15
Vooluveekogude pikkus, km	0,34	-0,30	-0,43	0,06	0,10	-0,29	-0,42	-0,18
Vooluveekogude tihedus, km/km ²	0,35	0,39	0,66	0,13	0,17	-0,02	0,07	-0,07

Tabel 8. Lämmastiku (vasakpoolsed tulbad) ja fosfori (parempoolsed tulbad) ärakande (kg/(ha*a)) seosed seosed talvisel (jaanuar-veebruar) madalveeperioodil (Spearmani ρ). Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on toodud tumedas kirjas.

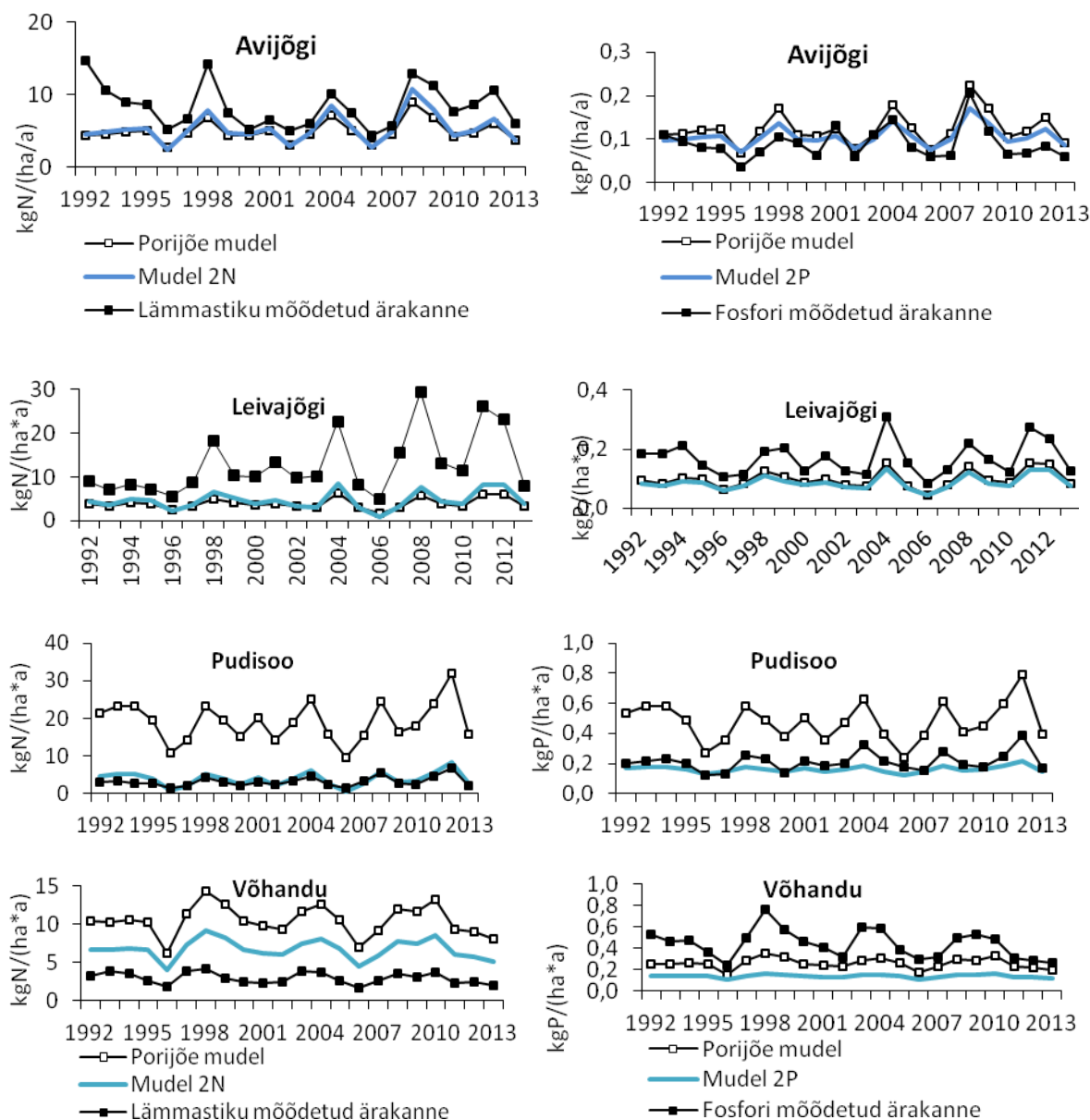
Näitaja	Lämmastiku väljakanne			Fosfori väljakanne		
	2000	2008	2013	2000	2008	2013
Valgla pindala, km ²	0,00	-0,37	0,10	-0,21	-0,31	-0,03
Keskmine vooluhulk (m ³ /s)	0,14	-0,01	0,46	-0,31	0,03	0,19
FQ (veevahetustegur)	0,69	0,81	0,71	0,03	0,80	0,55
Keskmine nõlvakalle %	-0,68	-0,13	0,13	0,50	0,28	0,39
Automorfse liivmulla osakaal	-0,67	-0,40	0,35	0,34	0,08	0,66
Hüdromorfse liivmulla osakaal	0,11	-0,47	0,05	-0,37	-0,34	0,23
Liivmullad kokku	-0,20	-0,45	0,23	-0,12	-0,12	0,52
Automorfse ls/sl osakaal	-0,27	0,26	0,20	0,41	0,28	0,08
Hüdromorfse ls/sl osakaal	0,51	0,17	-0,32	-0,21	0,07	-0,49
Ls/sl kokku	-0,07	0,55	-0,06	0,04	0,46	-0,26
Automorfse savimulla osakaal	-0,43	-0,10	0,13	-0,17	0,26	0,09
Hüdromorfse savimulla osakaal	0,17	0,01	-0,14	0,07	0,27	-0,33
Savimullad kokku	-0,02	0,01	-0,15	0,00	0,27	-0,32
Hüdromorfse turvasmulla osakaal	0,47	-0,04	0,05	-0,04	-0,45	-0,24
Paepealse mulla osakaal	0,82	0,25	-0,07	-0,02	-0,04	0,11
Automorfsete muldade osakaal	-0,46	0,14	0,24	0,44	0,40	0,34
Hüdromorfsete muldade osakaal	0,46	-0,09	-0,24	-0,44	-0,37	-0,35
Kuivendatud maa osakaal	0,00	0,20	0,50	0,30	0,20	0,46
PK metsa osakaal	0,27	0,04	-0,30	-0,24	0,16	-0,48
PK põllu osakaal	0,09	-0,29	-0,08	-0,23	-0,18	0,00
PK rohumaa osakaal	-0,25	0,18	0,18	0,31	0,24	0,12
PK soo osakaal	0,16	0,55	0,24	0,36	0,38	0,23
Metsaregistri metsa osakaal (2014)	0,03	-0,46	-0,12	-0,31	-0,66	-0,18
PRIA mahepõldude osakaal	-0,03	-0,38	-0,02	-0,41	-0,27	0,07
PRIA põldude osakaal (2014)	0,28	0,09	-0,03	-0,07	-0,04	-0,04
Punktreostuse keskmine kontsentratsioon 2007 (mg/l)	0,17	0,23	0,06	0,16	0,16	0,00
Punktreostuse keskmine väljakanne (2007) (kg*ha/a)	-0,32	-0,11	-0,03	0,12	-0,31	0,06
Looduskaitsealade osakaal	0,45	0,20	0,46	-0,15	-0,08	0,30
Loomakasvatuse koormus, LÜ	0,04	-0,19	0,30	-0,02	-0,12	0,21
PK põllumaa liivmulla osakaal	-0,15	-0,52	-0,12	-0,48	-0,43	0,03
PK põllumaa ls/sl osakaal	-0,44	0,16	0,09	0,00	0,29	-0,02
PK põllumaa savmulla osakaal	-0,12	0,11	0,26	0,06	0,30	0,04
PK põllumaa turvasmulla osakaal	0,80	0,36	0,28	0,06	-0,12	0,10
Vooluveekogude pikkus, km	0,09	-0,34	0,06	-0,45	-0,50	-0,22
Vooluveekogude tihedus, km/km ²	0,73	0,68	-0,19	0,002	0,35	-0,35

Oluline roll taimetoitainete ärakandel on ka veekogu kaldakaitsevööndil ja selle laiusel, mida selles töös arvesse ei saanud võtta andmete vähesuse tõttu. Maakatte erisustel kaldavööndis on sageli suurem mõju veekvaliteedile, kui valgla maakattel üldiselt (Jones *et al.*, 2001; Pärn *et al.*, 2012; Alekand, 2007). Kaldaäärsed puhvertsoonid on oma funktsioonilt justkui käsnad, mis vähendavad toitainete ja setete ärakannet veekogudesse. Kõige üldisemalt vähendaks toitainete ärakannet taimkattega maapinna osakaalu suurendamine (Qian *et al.*, 2014) ning eriti põllumaa talvise pinnakatte olemasolu (Deelstra *et al.*, 2009). Karstialasid ja paepealseid alasid on soovitatav kasutada rohumaana või talivilja kasvatamiseks, sest siis ei toimu suurt lämmastiku ärakannet ning mustkesa tuleks nendel aladel vältida (Talukeskkonna...,1995). Reovee käitlemise efektiivsuse suurendamine parandaks samuti väga oluliselt toitainete mittejõudmist veekogudesse. Kui puhastuse käigus eemaldada maksimaalselt lahustunud fosfaadid, siis veetaimed ei saa nii palju toitaineid enam omastada, kuna vaid lahustunud kujul olev fosfor on taimedele kergesti omastatav (Marksoo, 1979).

Toitainete ärakande vähendamiseks on toodud nii õigusaktides kui veemajanduskavades välja punktid, mis peaksid vähendama taimetoitainete jõudmist veekeskkonda. Veeseaduses toodud põllumajandustootmisest pärineva reostuse ärakande vähendamise nõudeteks on nõlvakallete, ilmastiku (lumi, külmunud pinnas, üleujutus), aja ja koha (allikad ja karstialad, nitraaditundlik ala) arvestamine ning nõuded sõnniku mulda viimise jaoks. Lisakas on vajalik veehaarete sanitaarkaitsealade loomine, kus veeomaduste halvenemise vältimiseks kitsendatakse teatud alal tegevust ja inimeste liikumist. Veekogudele on määratud veekaitsevöönd kaitsmaks seda hajusreostuse ja ka kallaste uhtumise eest, kus veeseaduse alusel kitsendatakse samuti inimtegevust. Nitraaditundlikule alale (Pandivere ja Adavere-Põltsamaa) on koostatud eraldi tegevuskavad, mis peavad tagama vee hea seisundi saavutamise või säilitamise, sh inimesele ohutu joogivee, põllumajadusest pärineva toitainetekoormuse ohjamise kaudu (Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava, 2015).

3.3. Regressioonimudelid 2N/2P ja Porijõe mudel

2N ja 2P mudelite abil arvatud lämmastiku ja fosfori ärakande tulemused korreleerusid seireandmetega paremini ning nende ruutkeskmise viga oli väiksem kui Porijõe mudeliga arvatud tulemustel (lisa 2). Tulemuste üle- ja alahindamise piirideks võeti ruutkeskmise vea järgi lämmastiku ärakande arvutamise mudeli puhul 3 ühikut ja fosforil 0,1 ühikut ehk kg/(ha*a). Ärakande modelleerimise tulemused 2N ja 2P mudeliga olid enamuse jõgede puhul väga head, paar valglat eristusid teistest tugevama üle- või alahindamisega (joonis 10 ja lisa 4).



Joonis 10. Mõõdetud ja modelleeritud fosfori (vasakpoolne tulp) ja lämmastiku (parempoolne tulp) äraanne uuritud valglates.

Tugevalt **alahindas 2N mudel** Leivajõe, Keila ja Seljajõe valglas lämmastiku väljakannet. Loobu, Pirita ja Vääna jõgedel hindas 2N mudel samuti ärakannet tegelikkusest väiksemaks, kuid mitte nii oluliselt kui eelnevatel. Leivajõe, Keila ja Seljajõe valglad eristuvad teistest nähtavalt suurema rohumaa ja metsamaa väikesema osakaaluga, mis on üks seletus mudeli alahindamisele. Mudelite suur **ülehindamine** lämmastiku ärakandel tuli välja ainult Jägala ja Võhandu jõe puhul. Nende valglate suurimaks erinevuseks, võrreldes teiste valglatega, on nende pindala suurus. Suuremate valglate puhul esineva nn lahjendava mõju fosfori puhul tõi välja Lewis jt (2013), kes leidsid, et valgla pindala suurenedes vähenes fosfori kontsentratsioon jõe vees ja ka ärakanne. Kuid ka lämmastiku puhul võib nende valglate põhjal sarnase järelduse teha.

Üsnagi häid modelleerimistulemusi sai 2N mudeli rakendamisel lämmastiku ärakande uurimisel Ahja, Alajõe, Avijõe, Kunda, Kääpa, Pedja, Puditsoo, Purtse, Porijõe, Põltsamaa, Põhaja, Rannapungerja, Saari, Tagajõe, Tarvastu, Tännasilma, Valgejõe, Velise ja Vodka jõe valglatelt.

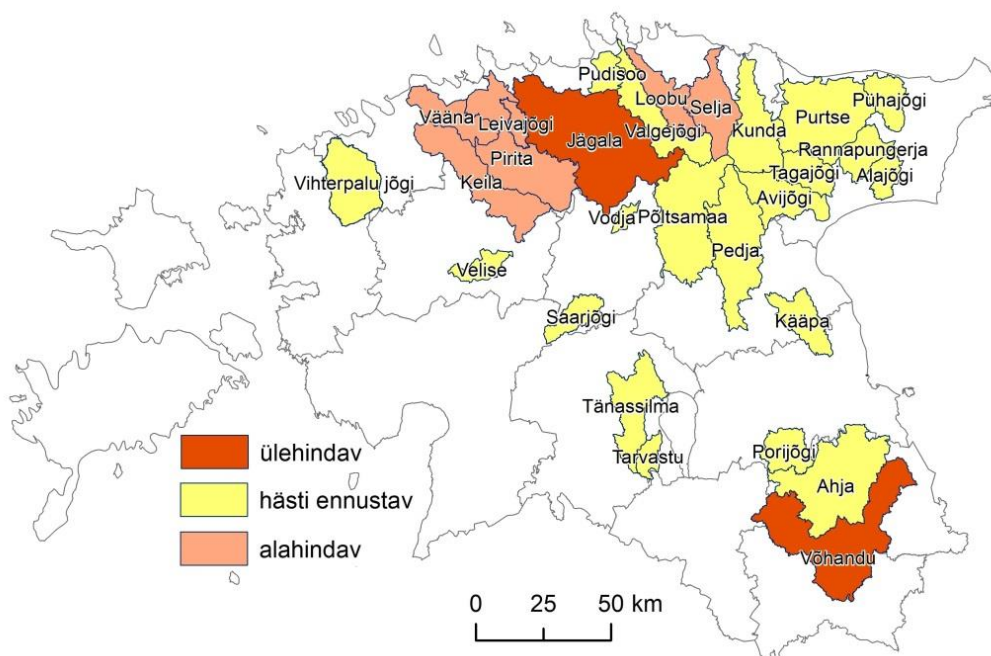
Porijõe mudel aga andis oluliselt täpsemad tulemused kui 2N mudel lämmastiku väljakande osas Jägala ja Keila jõe puhul. Põhaja, Saari ja Vihterpalu jõe modelleerimistulemused on mõlema mudeli hästi kokkulangevad, kuid Porijõe mudeliga saadi väiksemad ruutkeskmised vead kui 2N ja 2P mudeliga.

Kokkuvõtvalt saab öelda, et regressioonimudel 2N andis täpsemad modelleerimistulemused kui Porijõe mudel. Samas Porijõe mudelis omavad väetamise koefitsendid väga olulist rolli ning nende väärtused arvutati mullaboniteedi alusel, mis reaalsuses ei pruugi alati anda õiget tulemust, kuna taimekasvatustes ei lähtuta üksnes mullaboniteedist.

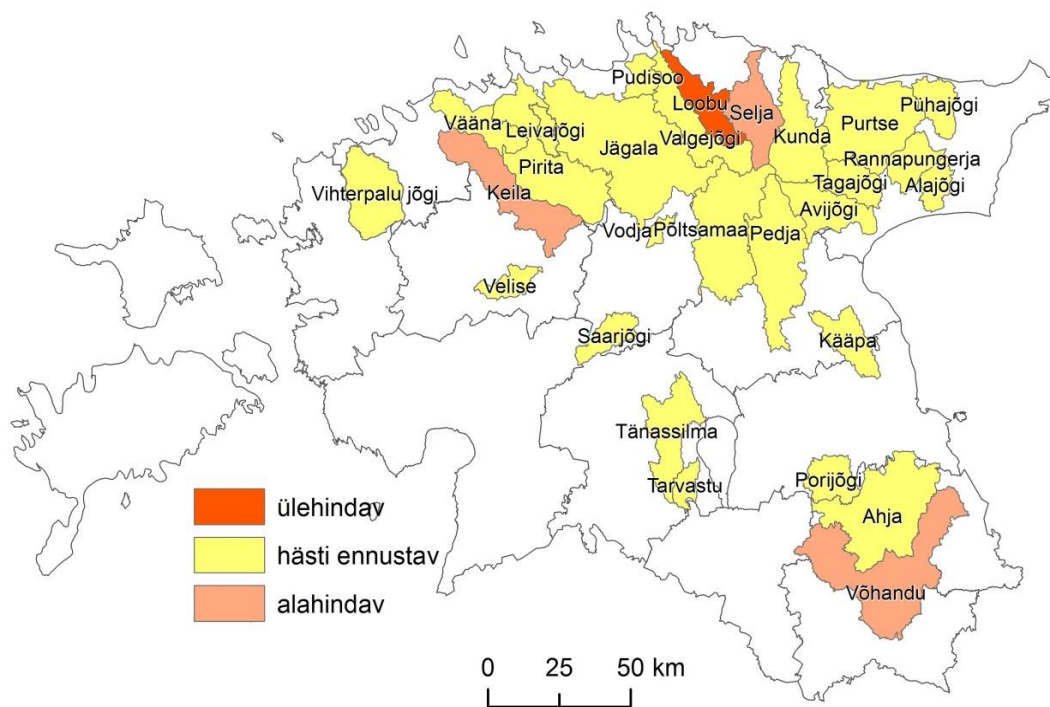
2P mudel alahindab fosfori ärakannet Keila ja Selja jõe valglal, millel oli ka lämmastiku ärakanne alahinnatud. Lisaks eelnevale ilmnes 2P mudeli puhul mõõdetust väiksem ärakanne ka Pirita jõe valglal. Võhandu jõe modelleerimistulemused on teiste valglatega võrreldes kõige rohkem alahinnatud, samas kui 2N mudeliga saadi Võhandu jõe valglal hoopis suurem lämmastiku ärakanne kui seda näitavad seireandmed. **Fosfori ärakande mudel ülehindab** ärakannet vaid Loobu jõe valglas, samas lämmastiku mudel näitas Loobul alahinnangut. Kuna Loobu jõe seireandmed on vaid kolme aasta kohta, siis ei saa järeldada, kas selline olukord oli ka seirele eelnevatel aastatel. **Head modelleerimistulemused** olid nii fosfori kui ka lämmastiku

ärakande osas 2P/2N mudeli kasutamisel Ahja, Alajõe, Avijõe, Kunda, Kääpa, Pedja, Pudisoo, Purtse, Porijõe, Pühajõe, Rannapungerja, Saarjõe, Tagajõe, Tarvastu, Tännassilma, Valgejõe, Velise ja Vodja jõe valglatelt. Lisaks on seireandmetega hästi ühtivad Jägala, Leivajõe, Põltsamaa, Vihterpalu ja Vääna modelleerimistulemused. Porijõe mudeli rakendamisel saadud fosfori ärakanne andis ruutkeskmise vea alusel vaid Loobu jõel oluliselt parema tulemuse kui 2P mudel. Fosfori ärakande modelleerimistel suuri üle- ja alahinnanguid saadud valglate puhul üheks põhjuseks saab olla punktreostusallikate mõju, mida mudelites arvesse ei võetud, kuid maastikunäitajate poolest ei eristu need valglad teistest uuritud valglatest.

Lämmastiku ja fosfori ärakande modelleerimistulemused ruutkeskmise vea järgi on näidatud kaardil (joonis 11 ja 12) ning on näha, et fosfori modelleerimistulemused ja tegelik ainete ärakanne on seireandmetega paremas korrelatsioonis kui lämmastiku ärakanne. Kuid võrdlustulemused sõltuvad üle- ja alahindamise skaalast. Kui ka skaalat muuta, siis mõned valglad ikkagi eristuvad teistest väga olulise üle- või alahinnanguga. Seega toitainete ärakanne ei ole kõigis valglates samadest teguritest ühepalju mõjutatud.



Joonis 11. Lämmastiku ärakande modelleerimistulemused (2N mudel).



Joonis 12. Fosfori ärakande modelleerimistulemused (2P mudel).

Kokkuvõte

Kasvava rahvastiku tõttu peab sama pindalaga maalt saama tänapäeval tunduvalt suurema saagi kui see oli näiteks 100 aastat tagasi. See tähendab aga intensiivsemat põllumajandusmaa kasutamist ning taimetoitainete lisamist mulda. Väetamisega seoses esineb oht halvendada pikaks ajaks veekogude veekvaliteeti. Veekogude reostuse vähendamiseks või vältimiseks tuleb mineraalväetisi, aga ka orgaanilisi väetisi kasutada võimalikult otstarbekalt.

Käesolevas magistritöös uuriti lämmastiku ja fosfori ärakannet Eesti jõgede 28 valglat. Ainete ärakande modelleerimisel kasutati Ü. Manderi jt rakendatud Porijõe mudeli ning riikliku seireandmete alusel regressioonanalüüsi tulemustest tuletatud 2N ja 2P taimetoitainete ärakande mudeleid. Lisaks analüüsiti erinevate maastikutegurite mõju nii kogu aasta kui ka hüdroloogiliste perioodide viisi lämmastiku ja fosfori ärakandele. Kaardianalüüs tehti programmis *ArcMap 10.2* ning statistiline analüüs programmiga *STATISTICA 7.0*.

Lämmastiku ärakande seosed erinevate maastikuteguritega olid paremad kui seosed fosfori ärakande ja maastikutegurite vahel, mida võis ka eeldada, kuna fosfori ärakanne vooluveekogudesse on keerulisem kui lämmastikul. Eelkõige sõltub mõlema toitaine ärakanne äravoolust, vähem maastikuteguritest. Spearmani korrellatsioonikordaja abil analüüsitud seoste puhul eristus lämmastiku ärakande mõjutajana suurimal määral liivmuldade osatähtsus valgla, kuid mis näitas negatiivset seost, mida saab seletada liivamuldade ja metsamaa osatähtsuse omavahelise positiivse korrelatsiooniga. Statistiliselt oluliselt tuli välja veel kogu valgla ning põllumaa turvasmuldade ja paepealsete muldade osatähtsuse positiivne seos lämmastiku ärakandega. Metsa- ja põllumaa osakaaluga ei tulnud küll statistiliselt usaldusväärseid seoseid, kuid nende vastavalt negatiivne ja positiivne trend on nähtav. Vooluveestiku tihedus on samuti oluline tegur toitainete ärakandes, kuid käesolevas töös ei esinenud ainete ärakandel selle näitajaga tugeva statistilist seost.

Fosfori ärakande puhul tulid statistiliselt usaldusväärselt esile kogu valgla ja ainult põllumaa savimuldade ja loodusliku rohumaa osakaalude positiivne seos ning põllumaa liivsavi- ja saviliivmuldade osakaalu negatiivne trend. Metsa- ja põllumaaga ei ilmnunud küll tugevaid ja statistiliselt olulisi seoseid, kuid on näha nende tegurite vastavalt vähendavat ja suurendavat mõju fosfori ärakandele.

Äravoolu ja toitainete ärakande analüüs hüdroloogilistel perioodidel näitab kõige suuremat ärakannet kevadisel suurveeperioodil, kuid ka sügisesel vihmaveeperioodil on ainete ärakanne arvestatav võrreldes suve- ja talveperioodiga.

Maastikunäitajate seosed hüdroloogilistel perioodidel tulid enamasti esile statistiliselt usaldusväärselt ning trendid näitavad enamasti sama suunda, mis avaldusid kogu aasta näitajate puhul. Statistiliselt usaldusväärsed tulemusi saadi nii lämmastiku kui ka fosfori ärakande osas, kuid kõige enam kevadise suurveeperioodi puhul ning vastupidiselt kõige vähem oli neid sügisesel vihmaveeperioodil. Lämmastiku puhul võiks välja tuua suveperioodil savimuldade osakaalu statistiliselt usaldusväärse negatiivse seose. Kevadperioodil ilmnes aga hoopis positiivne trend. Kui paepealsete muldade osakaaluga tuli kogu aasta analüüsis välja positiivne trend, siis hüdroloogiliste perioodide viisi näitab see vaid talve- ja kevadperioodil statistiliselt usaldusväärset positiivset seost lämmastiku ärakandega. Metsa ja põllumaa osakaaluga ei tulnud aasta lõikes ühtegi statistiliselt usaldusväärset seost, samas hüdroloogilistest perioodidest tuleb esile kevadperiood. Kuid statistiliselt usaldusväärne seos ilmnes vaid ühel aastal, mistõttu ühtset järeldust kevadperioodi kohta selles osas ei saa teha. Vooluveestiku tihedusega tulid statistiliselt usaldusväärsed ja positiivsed seosed välja ainete ärakandega sügis-, talve- ja kevadperioodidel. Suveperioodil olid seosed nõrgad.

Hüdroloogilistel perioodidel fosfori ärakande ja maastikunäitajate seostest võiks välja tuua suveperioodi nõlvakallete statistiliselt usaldusväärse positiivse seose, kuid ka teistel aastaaegadel tuli välja sama trend. Lämmastiku puhul ilmnes valgla keskmise nõlvakalde ja ainete ärakande vahel negatiivne ja fosfori ärakande puhul positiivne trend. Teiste maastikunäitajatega olulisi seoseid fosfori ärakande puhul ei selgunud.

Kokkuvõttes tuli vaid kevadisel suurveeperioodil lämmastiku ärakande ja maastikunäitajate vahelised seosed statistiliselt usaldusväärselt välja, milledest omakorda 2013. aastal esinesid kõige tugevamad seosed. Küll on kevadisel suurveeperioodil toitainete ärakanne valglatest oluliselt suurem kui teistel aastaaegadel. Üheks peamiseks allikaks on taimkatteta põllumaa, kus kevadperioodil saab esineda suurem erosioon kui teistel hüdroloogilistel perioodidel.

Modelleerimistulemused andsid üldiselt üsnagi häid tulemusi. Üheksa valgla puhul oli lämmastiku ärakanne tunduvalt suurem või väiksem modelleeritud tulemustest ning nelja valgla

puhul oli fosfori ärakande modelleerimustulemused suurema veaga kui 0,1 kg ha/aastas. Võhandu ja Jägala jõe valglad olid ainukesed, millel oli mudelitega suur lämmastiku ärakande ülehindamine. Neid valglaid eristas teistest valglatest oluliselt suurem pindala. Mudeli järgi peaks olema lämmastiku ärakanne väga suur, kuid lahjendumisefekti tõttu on reaalne ärakanne oluliselt väiksem. Seega suurte valglate lämmastiku modelleerimisel peab selle aspekti arvesse võtma. Lisaks pindalale oli tulemuste suureks mõjutajaks ka rohumaa suur ja metsamaa väike osakaal valglal. Nendel valglatel hindas 2N mudel oluliselt madalamalt lämmastiku ärakannet. Fosfori modelleerimistulemuste üle- ja alahindamiste puhul ei eristunud vastavad valglad maastikunäitajate poolest teineteisest, kuid tulemusi mõjutab ka punktreostusallikatest tulev reostuskoormus, mida mudelites ei arvestatud.

Lämmastiku suur ärakanne eristub Loode-Eesti ning Pirita ja Avijõe allrajoonis ning fosfori suur ärakanne Kagu-Eesti allrajoonis. Sarnaselt kirjeldasid ka Järvekülj ja Viik (1994), et lämmastiku laialdane levik on Põhja-Eesti lavamaal ja Lahkme-Eestis ning fosfori puhul on see Lõuna-Eestis.

Lõpetuseks võib öelda, et töö eesmärk sai täidetud. Toitainete ärakannet hinnati nii Porijõe mudeli kui ka regressioonivõrrandist kujundatud mudeli alusel, milledest viimasega tulid mõõdetud ja modelleeritud tulemused täpsemad kui Porijõe mudeliga. Mudelite paranditeks saab arvestada lämmastiku puhul valglate suurst ning rohumaa ja metsamaa osakaalu, kuna nende näitajate puhul eristusid valglad, millel mudel hindas lämmastiku ärakannet oluliselt suuremana või väiksemana. Hüdroloogiliste perioodide analüüsist tulid välja enamasti samasugused trendid kui kogu aasta analüüsis.

Modeling nitrogen and phosphorus load from Estonian monitoring catchments using empirical models

Summary

28 Estonian catchments were studied in this work where nutrient runoff with Porijõe model and regression models was modeled. Also various landscape indicators were tested as explaining variables for N and P runoff throughout the year and different hydrological periods. Spatial analysis was carried out in ArcMap 10.2 and statistical analysis in STATISTICA 7. The relationships between different landscape indicators and nitrogen were stronger than with phosphorus which was expected result, because the phosphorus runoff is more complex than nitrogen's. Runoff of both nutrient mainly depends from leakage flow rate and then the from landscape indicators. Correlation analysis showed negative correlation between sand and nitrogen runoff although mainly there should be reverse relationship. Nitrogen runoff had statistically significant positive relationship with peat lands, agricultural areas and calcareous soils.

Phosphorus runoff showed statistically significant positive correlation with loamy soils and agricultural areas. Proportion of Sandy loam/loamy soils gave negative trend which indicates lower phosphorus runoff from loam/loamy soils. Similarly to nitrogen, phosphorus runoff didn't gave strong relationships with forest and agricultural areas but it was only possible to detect slight decreasing and increasing trends respectively.

Hydrological periods showed mainly stronger and statistically significant results than analysis for the whole year. Statistically most significant results came with spring flood period. In the summer period there were negative relationships with the proportion of loamy soils and nitrogen runoff and in the spring the results with loamy soils were the opposite. Trend with calcareous soils shows statistically significant positive relationship only in winter and spring, which shows bigger effect to nitrogen runoff at these time of year.

Phosphorus runoff and slope showed statistically significant positive relationships in the summer. However, positive trend could be seen also in other hydrological periods. Moreover, with nitrogen runoff the trend was negative but with phosphorus positive. Other landscape characteristics weren't so significant with phosphorus.

The results of 2N and 2P models gave quite good results. Only in nine catchments the models over- or underestimated nitrogen runoff strongly. In Võhandu and Jägala catchments there were strong nitrogen overestimating which was caused by their bigger catchment areas. In the catchments with very large grassland proportion and small forest proportion the 2N model underestimated strongly nitrogen runoff. Finding factors which cause over- and underestimation in phosphorus runoff weren't so easy. One important factor influencing this study results was definitely point-pollution but the study could not determine any landscape indicator to be very strong factor.

Tänuavaldused

Töö autor tänab Evelyn Uuemaad ja Arvo Järvetit põhjalike selgituste ja igakülgse abi eest. Lisaks soovin tänada Arno Kanalit ja Krista Lõhmust.

Töö valmimist on toetanud Eesti Keskkonnauuringute Keskus Euroopa Majanduspiirkonna Finantsmehhanismi 2009–2014 programmi „Integreeritud sise- ja mereveekogude majandamine” projekti „Mudelite süsteemi ja töövahendi loomine mere ja maismaa pinnavete integreeritud haldamiseks“ raames.

Kasutatud kirjandus

- Aase, J. K., Bjorneberg, D. L., Westermann, D. T., 2001. Phosphorus runoff from two water sources on a calcareous soil. *Journal of Environmental Quality* 30(4): 1315–1323.
- Ahuja, L.R., Sharpley, A.N., Lehman, O.R., 1982. Effect of soil slope and rainfall characteristics on phosphorus in runoff. *Journal of environmental quality* 11 (1): 9-13.
- Alekand, K., 2007. Juhend maaparandussüsteemi keskkonnarajatiste kavandamiseks. I osa. Põllumajandusliku hajureostuse leviku ja erosiooni tõkestamine ning looduskahjude vähendamine. Põllumajandusministeerium.
- Ameerikas, M., 2013. Taimetoitainete tasakaal Eesti põldudel.
http://www.balticagro.ee/multimedia/seminar_20130207_teravili.pdf 15.01.2015.
- Arheimer, B., Olsson, J., Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe.
https://www.wmo.int/pages/prog/hwarp/documents/RAVI/Water%20Quality_FINAL2.pdf 15.01.2015.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., Williams, J. R., 1998. Large area hydrologic modelling and assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34(1): 73–89.
- Arukuusk, A., 2010. 60 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis. Eesti Metsaselts.
- Astover, A., 2006. Mullateaduse alused. Eesti Maaülikool. Põllumajandus- ja keskkonnainstituut.
- Astover, A., 2012. Mullateadus. Õpik kõrgkoolidele. Eesti Maaülikool. Põllumajandus- ja keskkonnainstituut.
- Barnwell T. O., Johanson R., 1981. HSPF: a comprehensive package for simulation of watershed hydrology and water quality. In: Flynn KC (ed) Nonpoint pollution control: tools and techniques for the future. Interstate Commission on the Potomac River Basin, Rockville.
- Barrow, N. J., 1992. A brief discussion on the effect of temperature on the reaction of inorganic-ions with soil. *Journal of Soil Science* 43(1): 37–45.
- Bechmann, M., Våje, P.I., 2002. Monitoring erosion and nutrient losses from small basins representative of Norwegian agriculture. In: Agricultural effects on ground and surface waters at the edge of science and society. Pp. 361–316 Publication No. 273.
- Benaman, J., Shoemaker, C.A., Haith, D.A., 2005. Calibration and validation of soil and water assessment tool on an agricultural watershed in upstate New York. *Journal of Hydrologic Engineering* 10(5): 363–374.
- Birgand, F., 2004. Evaluation of QUAL2E. In: Parsons JE, Thomas DL, Huffman RL (eds) Agricultural non-point source water quality models: their use and application. Southern Cooperative Series Bulletin 398. North Carolina State University, Raleigh.
- Bosch, N. S., Allan, J. D., Dolan, D. M., Han, H., Richards, R. P., 2011. Application of the Soil and Water Assessment Tool for six watersheds of Lake Erie: Model parameterization and calibration. *Journal of Great Lakes Research* 37 (2): 263–271.
- Bowes, M. J., Smith, J. T., Jarvie, H. P., Neal, C., 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395: 125–138.
- Chebud, Y., Naja, G. M., Rivero, R., 2011. Phosphorus run-off assessment in a watershed. *Journal of Environmental Monitoring* 13(1): 66–73.
- Collins, A. L., McGonigle, D. F., 2008. Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience. *Environmental Science & Policy* 11: 97–101.

- Deelstra, J., Kværnø, S. H., Granlund, K., Sileika, A. S., Gaigalis, K., Kyllmard, K., Vagstad, N., 2009. Runoff and nutrient losses during winter periods in cold climates – requirements to nutrient simulation models. *Journal of Environmental Monitoring* 11(3): 602–609.
- Dillaha, T.A., Wolfe, M.L., Shirmohammadi, A., Byne, F.W., 2001. ANSWERS-2000. In *Non-Point Source Water Quality: Their Use and Application*. Final Report of USDA-CSREES Southern Region Research Project S-273 „Development and Application of Comprehensive Agricultural Ecosystems Models“.
- Donigian, A.S. Jr., Huber, W.C., 1991. Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas (EPA/600/3-91/039). US EPA, Environmental Research Laboratory, Athens.
- Eesti Maaparandajate Selts, 2012. Toimetised nr 10. Hajukoormuse piiramise maaparanduslikud abinõud. Türi.
- Eesti Statistika, 2010. Põllumajandusloenduse andmeil koondub põllumajandustootmine üha enam suurtesse majapidamistesse. Pressiteade nr 165. <http://www.stat.ee/50480> 03.02.2015.
- Ekholm, P., Kallio, K., Salo, S., Pietiläinen, O.-P., Laine, Y., Joukola, M., 2000. Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research* 34(15): 3709–3716.
- Elias, A., 2013. Lämmastikuringe. Lämmastikuühendite bioloogiline tsükkel. <http://mikroobidringetes.weebly.com/laumlmmastikuringe.html> 20.01.2015.
- Environmental report 7, 1993. Eesti jõgede ja järvede seisund. Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(4): 1211–1250.
- Harmel, D., Potter, S., Casebolt, C., Reckhow, K., Green, C., Haney, R., 2006. Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the United States. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 42 (5): 1163–1178.
- Hesse, C., Krysanova, V., Voß, A., 2012. Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water Quality. *Environmental Modeling & Assessment* 17: 589–611.
- Hoffmann, M., Johnsson, H., 1999. A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. *Environmental Modeling & Assessment* 4(1): 35–44.
- Horn, A. L., Rueda, F. J., Hörmann, G., Fohrer, N., 2004. Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands – an overview on current concepts, deficits, and future tasks. *Physics and Chemistry of the Earth* 29: 725–737.
- Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava. Eelnõu versioon 30.04.2015 Keskkonnaministeerium. http://www.envir.ee/sites/default/files/ida_eesti_vesikonna_vmk.pdf
- Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü., 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforväetistes kaadmiumi reostusohu hindamine. Lepingu 4-11/61 lõpparuanne. Keskkonnatehnika instituut. http://www.envir.ee/sites/default/files/koormustevahendaminejad_2010.pdf 21.04.2015
- Iital, A., Stålnacke, P., Deelstra, J., Loigu, E., Pihlak, M., 2005. Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *Journal of Hydrology* 304(1-4): 261–73.
- Im, S., Brannan, K., Mostaghimi, S., Cho, J., 2003. A comparison of SWAT and HSPF models for simulating hydrologic and water quality responses from an urbanizing watershed. ASAE Paper no. 032175. ASAE Annual International Meeting.
- Imhoff, J.C. 2003. Recent Comparison Studies to Assist in Selection of Advanced Modeling Tools for TMDL Development. AQUA TERRA Consultants.

- Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I., Kirsteina, D., 2003. Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *European Journal of Agronomy* 20: 173–179.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R., Wickham, J.D., Riitters, K.H., O'Neill, V.O., 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic region. *Landscape ecology* 16: 301–312.
- Järvekülg, A., 2001. Eesti jõed. EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut.
- Järvekülg, A., Viik, M., 1994. Nitraatse lämmastiku (NO_3^- -N) ja fosfaatse fosfori (PO_4^{3-} -P) reostus Eesti jõgedes suvel. Eesti TA Zooloogia ja Botaanika Instituut. Rmt. Eesti jõgede ja järvede seisund ning kaitse. Järvekülg, A., 1994, Tallinn.
- Jürgens, A., 2013. Maareform. http://www.maaamet.ee/index.php?page_id=565 10.02.2013.
- Knisel, W.G., 1980. ACREAMS, a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Research Report 26: 643.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S., Sallantausta, T., 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences* 68: 453–468.
- Koskiahho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M., 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89–103.
- Krause, S., Heathwaite, A.L., Miller, F., Hulme, P., Crowe, A., 2007. Groundwater-dependent wetlands in the UK and Ireland: controls, functioning and assessing the likelihood of damage from human activities. *Water Resources Management*.
- Kroes, J., Roelsma, J., 2007. Simulation of water and nitrogen flows on field scale; application of the SWAP–ANIMO model for the Müncheberg data set. *Modelling Water and Nutrient Dynamics in Soil–Crop Systems*: 111–128.
- Kärblane, H., 1998. Väetistega mulda viidud taimetoitainete leostumine. *Agraarteadus* 9 (2): 116–124.
- Kärblane, H., Hannolainen, E., Kanger, J., Kevvai, L., 2002. Taimetoitainete bilansist Eesti maaviiljeluses. *Agraarteadus* 13(4): 230–236.
- Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, B., Ulén, H., Johnsson, H., 2006. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115: 15–26.
- Lazzarotto, P., 2004. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Zurich.
- Lazzarotto, P., Prasuhn, V., Butscher, E., Crespi, C., Flühler, H., Stamm, C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304: 139–150.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., 1984. Model selection for nonpoint source pollution and resource conservation. In: Proc. of the international conference on agriculture and environment.
- Letey, J., Vaughan, P., 2013. Soil type, crop and irrigation technique affect nitrogen leaching to groundwater. *California Agriculture* 67(4):231–241.
- Lewis, C., Rafique, R., Foley, N., Leahy, P., Morgan, G., Albertson, J., Kumar, S., Kiely, G., 2013. Seasonal exports of phosphorus from intensively fertilised nested grassland catchments. *Journal of Environmental Sciences* 25: 1847–1857.
- Li, Y., Wang, C., Tang, H., 2006. Research advances in nutrient runoff on loess land in watersheds. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 9(1): 27–32.
- Loucks, D. P., van Beek, E., Stedinger, J. R., Dijkman, J. P.M., Villars, M., 2005. *Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications*.
- Maaparandus mõlemal pool Soome lahte, 2014. Eesti Maaparandajate Selts.

- Maastik, A., Kajander, J., Heinonen, P., Hyvärinen, V., Kosola, M-L., Ots, H., Seuna, P., 2004. Keskkonnasõnaraamat. Finnish Environment Institute (SYKE).
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., 2000. Nutrient flows and land use change in a rural catchment: a modelling approach. *Landscape Ecology* 15(3): 187–199.
- Marcè, R., Armengol, J., 2009. Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. *Hydrology and Earth System Sciences* 13: 953–967.
- May, L., House, W.A., Bowes, M., McEvoy, J., 2001. Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *The Science of the Total Environment* 269: 117–130.
- McCutcheon, S. C., 1989. Water quality modeling. Volume I. Transport and Surface Exchange in Rivers.
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., 2002. Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources. *Irrigation and Drainage* 51: 119–127.
- Meixner, T., Fenn, M., 2003. Biogeochemical budgets in a Mediterranean catchment with high rates of atmospheric N deposition – importance of scale and temporal asynchrony. *Biogeochemistry* 70: 331–356.
- Metsur, M., Valdmaa, T., 2003. Lämmastikuringest, nitraadiprobleem. http://www.maves.ee/Tasub_teada/nitraat.htm 20.01.2015.
- Meza, F. J., D. Silva & H. Virgil, 2008. Climate change impacts on irrigated maize in Mediterranean climates: evaluation of double cropping as an emerging adaptation alternative. *Agricultural Systems* 98: 21–30.
- Morkunas, V., Rudzianskaite, A., Sukys, P., 2005. Influence of agriculture on soil water quality in the karst region of Lithuania. *Irrigation and Drainage* 54: 353–361.
- Myrbeck, Å., Arvidsson, J., Keller, T., 2014. Effect of time of autumn primary tillage on soil structure, grain yield and risk of nitrogen leaching in two Swedish clay soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 64(1): 33–44.
- Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G., Byrne, P., 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research* 41(5): 1065–1073.
- Olli, K., 2010. Lämmastikuringe. Tartu Ülikool Ökoloogia ja maateaduse instituut. <http://moritz.botany.ut.ee/~olli/eutrdoc/RingeN.pdf> 20.01.2015.
- Paal, J., 2011. Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine.
- Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala tegevuskava aastani 2015. Heaks kiidetud Vabariigi Valitsuse 13.06.2013. a korraldusega nr.281.
- Penu, P., 2014. Väärtuslik põllumajandusmaa Eestis – Miks? Kuidas? Milleks? Põllumajandusuuringute Keskus. pmk.agri.ee/pkt/files/f38/2014_Pollumaad_Priit.pdf 20.01.2015
- Peterson, J.R., Hamlett, J.M., 1998. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. *Journal of the American Water Resources Association* 34(3): 531–544.
- Petry, J., Soulsby, C., Malcolm, I.A., Youngson, A.F., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *The Science of the Total Environment* 294: 95–110.
- Post, J., Habeck, A., Hattermann, F., Krysanova, V., Wechsung, F., Suckow, F., 2007. Evaluation of water and nutrient dynamics in soil–crop systems using the eco-hydrological catchment model SWIM. *Modelling Water and Nutrient Dynamics in Soil–Crop Systems* 129–146.
- Povilaitis, A., Šileika, A., Deelstra, J., Gaigalis, K., Baigys, G., 2014. Nitrogen losses from small agricultural catchments in Lithuania. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 198: 54–64.

- Pärn, J., Pinay, G., Mander, Ü., 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators* 22: 4–15.
- Qian, J., Zhang, L-P., Wang, W-Y., Liu, Q., 2013. Effects of Vegetation Cover and Slope Length on Nitrogen and Phosphorus Loss from a Sloping Land under Simulated Rainfall. *Polish Journal of Environmental Studies* 23 (3): 835–843.
- Reinelt, L., 1990. Nonpoint source water pollution management: Monitoring, assessment and wetland treatment. *Linköping Studies in Arts and Science*. No. 57.
- Ribarova, I., Ninov, P., Cooper, D., 2008. Modeling nutrient pollution during a first flood event using HSPF software: Iskar River case study, Bulgaria. *Ecological Modelling* 211:241–246.
- Riecken, S., 1995. Water Quality Branch Environmental Protection Department Ministry of Environment, Lands and Parks.
<http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/reference/wqmodels.pdf> 13.01.2015.
- Salonen, V., 1994. Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. *Journal of Vegetation Science* 5: 403–408.
- Sandner, E., Mannsfeld, K. and Bieler, J. 1993. Analyse und Bewertung der potentiellen Stickstoffauswaschung in Einzugsgebiet der Grossen Röder (Ostsachsen). *Abhandlungen Sächsischen Akad. Wissenschaften Leipzig* 58: 1–120.
- Science Learning Hub. The phosphorus cycle, 2013. <http://sciencelearn.org.nz/Contexts/Soil-Farming-and-Science/Science-Ideas-and-Concepts/The-phosphorus-cycle> 20.02.2015
- Sharpley, A., Rekolainen, S., 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications: in *Phosphorus loss from soil to water*, edited by H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brooks, and A. E. Johnston, 1–53. CAB International, Wallingford.
- Shoemaker, L., Dai, T., Koenig, J., 2005. TMDL model evaluation and research needs. EPA/600/R-05/149, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Simmons, B., McDowell, R., Condron, L., 2015. Soil type and moisture affects phosphorus loss pathways forms and rates. Conference Paper.
http://www.massey.ac.nz/~flrc/workshops/15/Manuscripts/Paper_Simmonds_3_2015.pdf 14.05.15
- Sobota, D.J., Harrison, J.A., Dahlgren, R.A., 2009. Influences of climate, hydrology, and land use on input and export of nitrogen in California watersheds. *Biogeochemistry* 94: 43–62.
- Stålnacke, P., 1996. Nutrient loads to the Baltic Sea. *Linköping University*, 28–42.
- Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., Wunderli, H., 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils: *Journal of Environmental Quality* 27(3): 515–522.
- STORM Storage, Treatment, Overflow Runoff Model. User's Manual, 1977. US Army Corps of Engineers.
- Talukeskkonna kaitse V. Maaparandus ja veekaitse, 1995. Keskkonnaministeerium, Põllumajandusministeerium, Keskkonnafond. Tallinn.
- Talvi, T., 2001. Pool-looduslikud kooslused. *Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskus*.
- Tanner, C.C., Kadlec, R.H., 2013. Influence of hydrological regime on wetland attenuation of diffuse agricultural nitrate losses. *Ecological Engineering* 56: 79–88.
- Timmusk, T., 2007. Maaparanduslike abinõude uuring kuivendatud maatulundusmaalt pärineva hajureostuse vähendamiseks. Eesti Maaülikool, Metsandus- ja maaehitusinstituut.
- Tsakiris, G., Alexakis, D., 2012. Water quality models: An overview. *European Water* 37: 33–46.
- Tyla, A., Rimselis, J., Sleiny, R., 1997. Nutrient Leaching in Different Soils. *LŽI: Lithuania*.

Unified Investigation Methods of Wastewater and Surface Water Quality. Methods of Chemical Analysis.

- Uuemaa, E., Roosaare, J., Mander, Ü., 2007. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nordic Hydrology*.
- Vas, L. Empirical models. http://www.usciences.edu/~lvas/math422/Empirical_models.pdf 15.03.15
- Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., Ding, F., 2013. A Review of Surface Water Quality Models. *The ScientificWorld Journal*.
- Wei, L., Cheng, X., Cai, Y., 2013. Nutrient export via overland flow from a cultivated field of an Ultisol in southern China. *Hydrological Processes*, 27: 421–432.
- Wickham, J.D., Wade, T.G., Riitters, K.H., 2008. Detecting temporal change in watershed nutrient yields. *Environmental management* 42: 223–231.
- Williams, J. R., Nicks, A. D., Arnold, J. G., 1985. Simulator for water resources in rural basins. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* 111(6): 970–986.
- Worrall, F., Burt, T. P., 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* 221: 75–90.
- Yang, Y. S., Wang, L., 2010. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. *Water Resour Manage* 24:1819–1843.
- Zhang, M.K., Wang, L.P., He, Z.L., 2007. Spatial and temporal variation of nitrogen exported by runoff from sandy agricultural soils. *Journal of Environmental Sciences (China)* 19(9): 1086–1092.
- Zhang, Y., Collins, A.L., Murdoch, N., Lee, D., Naden, P.S., 2014. Cross sector contributions to river pollution in England and Wales: Updating waterbody scale information to support policy delivery for the Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* 42: 16–32.

Internetileheküljed

- www.keskkonnainfo.ee/main/index.php/et/component/content/article/473?tmpl=component
Punktreostusallikate reostuskoormus üldfosfori, üldlämmastiku ja bioloogilise hapnikutarbe (BHT5) järgi. 03.02.2015.
- msr.agri.ee/Aruanded.aspx Maaparandussüsteemide register, 04.02.2015.
- www.riigiteataja.ee/ Veeseadus, 12.02.2015.
- www.riigiteataja.ee/akt/854517?leiaKehtiv Maaparandussüsteemi projekteerimis-normid. RTL 2005, 27, 377. 04.02.2015.
- <https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/0000/1321/0253/13211234.pdf#> «Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside ääramise kord» Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr 44 lisa 4.
- seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2107&Itemid=420 Eesti riikliku keskkonnaseire kodulehekül, jõgede hüdrokeemiline seire allprogramm. 11.02.2015.
- www.stat.ee 2010. aasta põllumajandusloendus, 11.02.2015.

LISAD

Lisa 1. Valglate erinevate maastikunäitajate osakaal (%).

Lisa 2. Seireandmete põhjal arvatud ainete ärakande ja modelleeritud ärakande ruutkeskmine viga valglate viisi.

Lisa 3. Jõgede vooluhulga ja seireandmete põhjal arvatud toitainete ärakande vahelised seosed hüdroloogilistel perioodidel.

Lisa 4. Seireandmete põhjal arvatud ja modelleeritud fosfori (vasakpoolne tulp) ja lämmastiku (parempoolne tulp) ärakanne uuritud valglates.

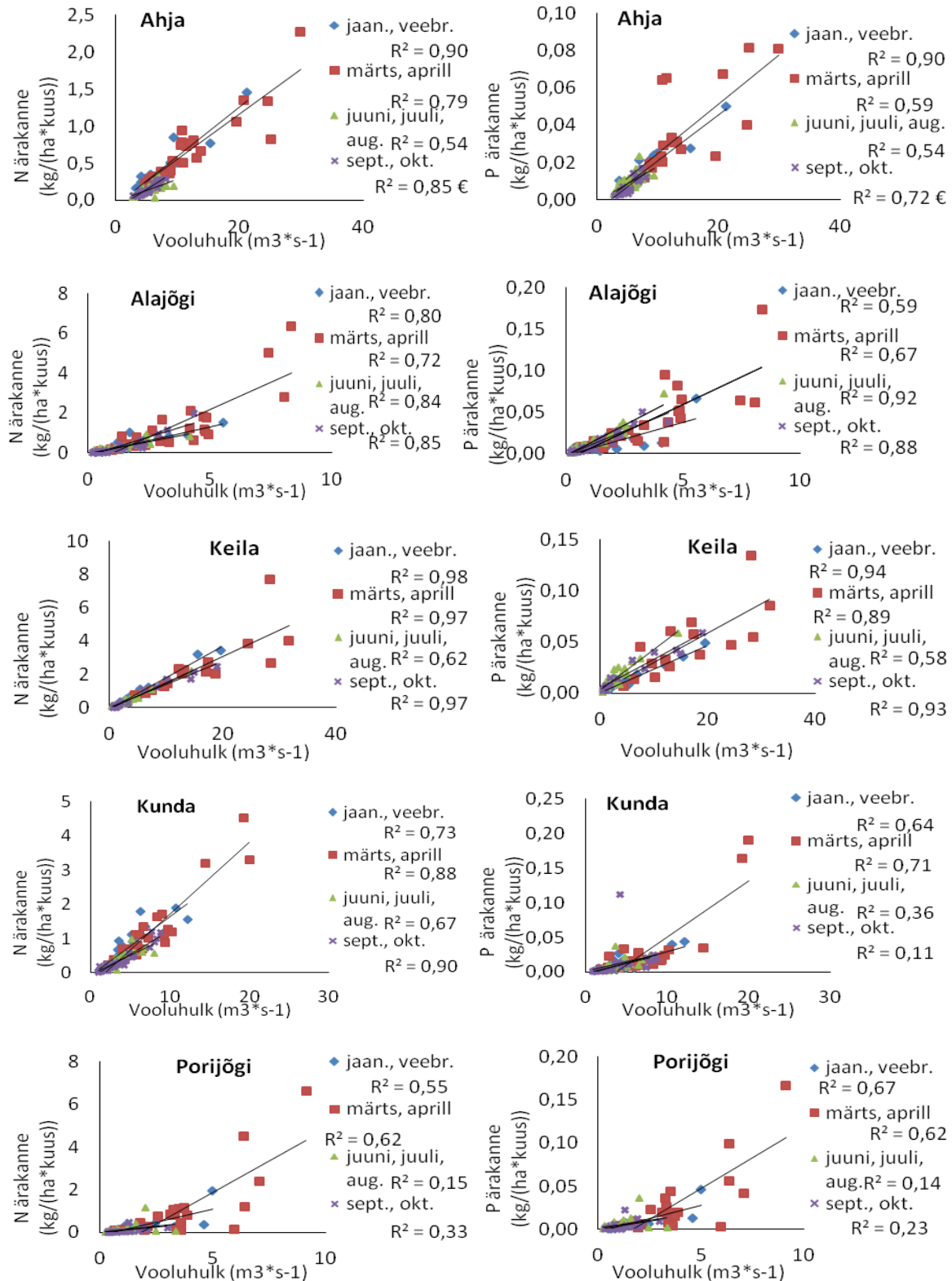
Lisa 1. Valglate erinevate maastikunäitajate osakaal (%).

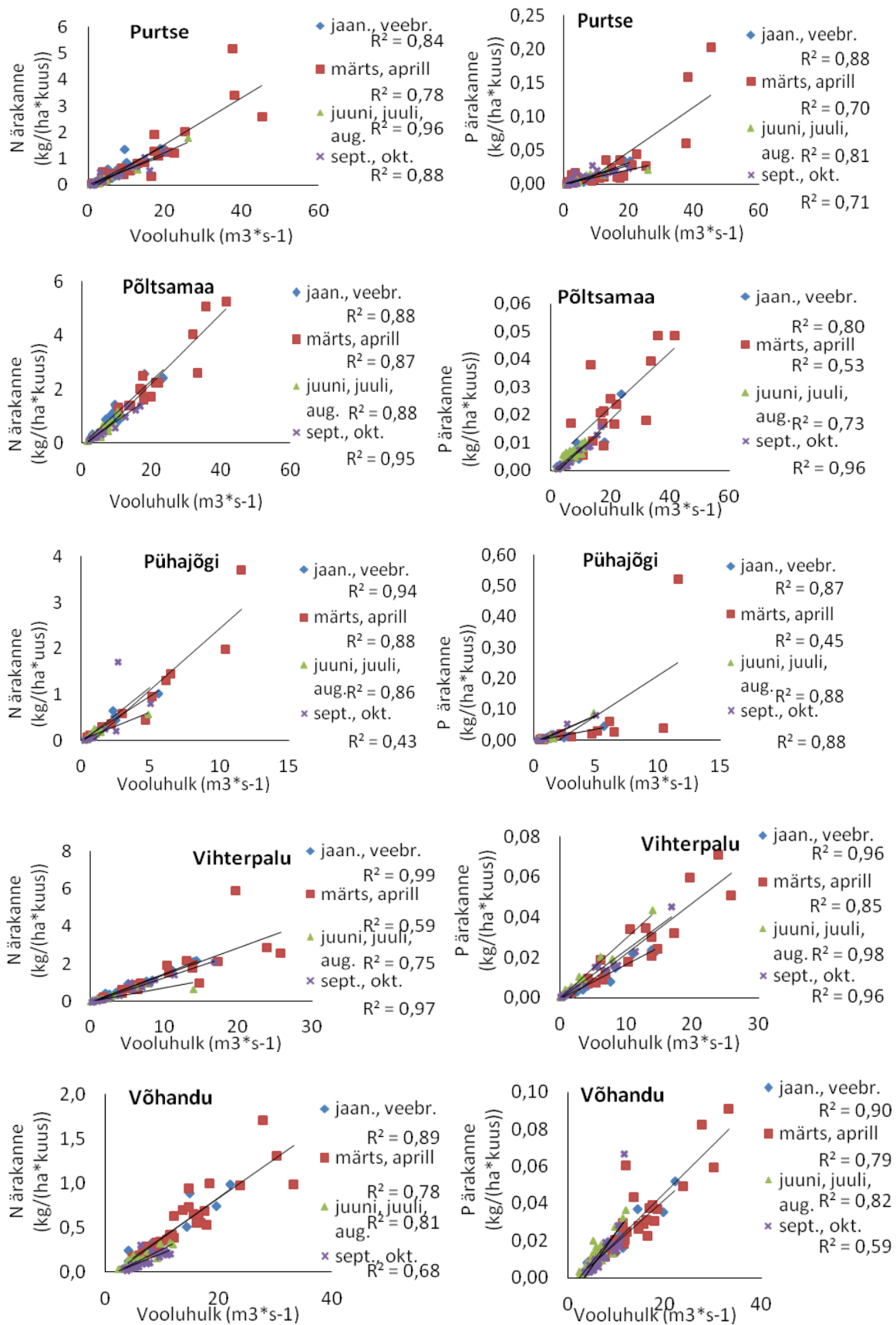
Jõgi	Pind- ala (km ²)	nõlv- kalle (%)	Liiv kokku	Sl/ls kokku	Savi kokku	Turva smuld	Pae- pealne muld	PK mets	PK põld	PK rohu- maa	PK soo	PRIA põld (2014)	Loom- ühik	PK põllu maa liiv	PK põllu maa ls/sl	PK põllu maa savi	PK põllu maa turvas	Vool.ve ekogude tihedus km/km ²
Ahja	954	0,9	29	52	0,04	17	0	46	36	6	2	26	12702	17	81	0,07	1,9	0,36
Alajõgi	149	0,5	46	14	0,1	41	0	69	7	6	15	3	39	28	65	0,89	6,8	0,29
Avijõgi	383	0,3	32	54	0	14	0,004	71	21	3	1	4	4165	15	80	0,02	5,3	0,31
Jägala	1566	0,4	25	42	0,1	34	0,8	55	24	5	9	10	9678	9	80	0,14	11,1	0,31
Keila	628	0,4	13	61	1,1	26	4,0	40	32	9	9	26	5189	10	80	1,12	8,1	0,26
Kunda	533	0,5	32	46	0	24	0,7	55	28	7	5	26	5600	17	75	0,01	8,3	0,23
Kääpa	279	0,8	36	41	0,1	24	0	66	20	6	4	5	274	14	84	0,05	1,7	0,22
Leivajõgi	89	0,3	5	47	0,1	49	1,3	48	20	21	4	23	74	4	63	0,17	32,6	0,29
Loobu	308	0,7	23	57	0,1	21	0,3	47	30	10	7	15	3924	7	92	0,08	1,4	0,30
Pedja	771	0,5	8	61	0,04	31	0,02	57	30	4	5	28	5702	11	81	0,04	7,2	0,23
Pirita	906	0,4	14	53	0,2	34	1,0	46	26	7	9	9	3771	9	80	0,19	11,4	0,32
Porijõgi	237	1,3	14	68	0,3	19	0	41	39	9	3	26	771	12	85	0,92	2,4	0,34
Pudisoo	135	0,5	64	14	0	23	3,0	65	12	6	11	5	1951	47	47	0,02	5,6	0,50
Purtse	811	0,3	29	44	0,4	28	1,6	58	17	4	10	8	2124	27	71	0,04	2,6	0,25
Põltsa- maa	861	0,4	12	59	0,1	30	0,0	48	35	4	7	14	10442	16	80	0,01	3,9	0,21
Pühajõgi	218	0,4	33	43	0,1	25	1,5	54	20	7	2	13	647	22	74	0	3,4	0,30
Ranna- pungerja	228	0,4	21	46	0	34	0	63	14	5	12	6	50	16	76	0,22	8,1	0,30
Saarjõgi	187	0,3	33	47	0,9	20	0	75	18	2	2	6	46	8	89	0,30	3,3	0,40
Selja	415	0,6	13	76	0,5	12	1,0	28	45	16	1	14	7615	10	86	0,47	3,0	0,23
Tagajõgi	243	0,2	21	61	0,6	19	0	78	4	4	10	1	11	28	71	0	1,3	0,41
Tarvastu	103	0,7	16	73	0	13	0	43	44	6	1	13	3269	7	89	0	4,4	0,33
Tänassil- ma	448	0,7	10	69	1,1	21	0	51	33	5	4	11	2479	12	85	0,05	3,2	0,33
Valge- jõgi	451	0,6	29	45	0	27	0,2	54	22	6	11	10	2383	9	90	0	0,6	0,25
Velise	142	0,2	22	53	0,2	25	1,4	68	16	3	9	8	528	21	72	0,19	6,2	0,36
Vihter- palu	486	0,2	35	19	2,4	44	0,04	61	7	7	21	9	592	29	58	1,56	11,4	0,24
Vodja	50	0,4	4	77	0	19	0,3	31	50	5	5	17	717	4	91	0	5,0	0,22
Võhandu	1139	1,0	28	50	3,5	19	0	47	31	7	5	11	5666	15	67	5,58	4,5	0,33
Vääna	313	0,5	23	51	0,6	26	9,5	53	27	7	3	15	1791	14	69	1,12	15,5	0,22

Lisa 2. Seireandmete põhjal arvutatud ainete ärakande ja modelleeritud ärakande ruutkeskmise viga valglate viisi.

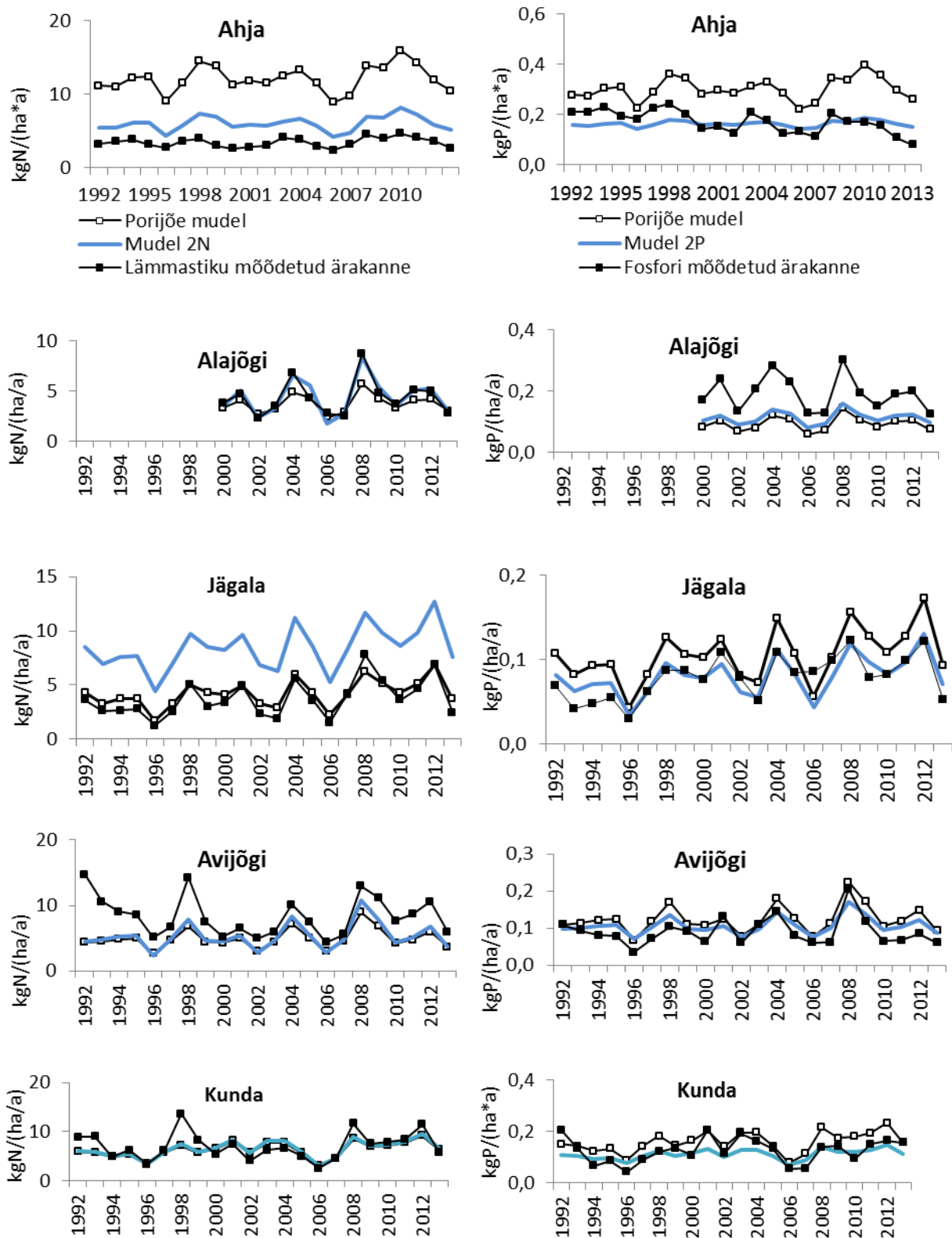
Jõgi	Lämmastik					Fosfor				
	Porijõe originaal	Porijõe parand	1N mudel	2N mudel	3N mudel	Porijõe originaal	Porijõe parand	1P mudel	2P mudel	3P mudel
Ahja	8,78	7,36	7,31	2,66	2,56	0,14	0,11	0,29	0,04	0,05
Alajõgi	1,08	2,43	4,10	0,51	0,66	0,11	0,14	0,07	0,09	0,12
Avijõgi	2,86	3,52	5,44	2,37	3,01	0,04	0,03	0,09	0,03	0,03
Jägala	1,08	1,26	0,90	4,71	4,07	0,04	0,05	0,07	0,03	0,02
Keila jõgi	2,90	1,95	1,97	5,69	5,60	0,10	0,08	0,10	0,17	0,15
Kunda	2,05	2,04	3,17	1,99	2,26	0,05	0,05	0,09	0,04	0,05
Kääpa	6,58	4,75	2,94	1,14	0,90	0,16	0,12	0,24	0,05	0,03
Leivajõgi	10,56	13,36	13,36	9,56	9,58	0,08	0,12	0,07	0,09	0,08
Loobu	7,09	5,11	9,57	3,59	4,41	0,05	0,01	0,11	0,10	0,01
Pedja	1,72	3,65	2,81	1,47	1,87	0,04	0,05	0,07	0,07	0,09
Pirita	4,32	2,03	2,44	3,39	3,56	0,15	0,06	0,25	0,10	0,07
Porijõgi	3,57	12,18	11,77	2,14	2,42	0,05	0,28	0,50	0,06	0,06
Pudisoo	16,41	12,74	12,97	1,13	1,28	0,28	0,19	0,30	0,06	0,05
Purtse	0,86	0,79	2,47	0,62	0,79	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04
Põltsamaa	9,36	10,32	8,96	3,00	3,67	0,04	0,06	0,02	0,03	0,05
Pühajõgi	0,77	0,81	3,42	0,84	1,31	0,10	0,13	0,07	0,09	0,16
Ranna- pungerja	3,71	4,52	7,20	1,06	1,80	0,15	0,17	0,11	0,09	0,14
Saarjõgi	1,56	2,13	5,43	1,54	3,17	0,04	0,05	0,09	0,05	0,06
Selja	10,33	10,78	11,64	10,60	10,67	0,10	0,11	0,07	0,20	0,17
Tagajõgi	5,56	3,93	1,85	1,10	1,32	0,06	0,03	0,10	0,06	0,07
Tarvastu	6,88	6,26	4,13	1,26	1,40	0,19	0,17	0,27	0,06	0,06
Täna- silma	7,69	9,83	4,32	0,86	0,70	0,17	0,22	0,27	0,03	0,02
Valgejõgi	1,82	1,00	1,57	0,76	1,04	0,06	0,03	0,14	0,04	0,02
Velise	2,83	1,14	1,52	1,26	1,58	0,12	0,08	0,14	0,05	0,04
Vihter- palu	1,28	2,58	2,50	2,61	1,79	0,06	0,03	0,07	0,05	0,02
Vodja	4,35	4,69	8,04	1,37	1,92	0,06	0,07	0,06	0,05	0,06
Võhandu	7,62	6,24	5,78	3,88	3,44	0,20	0,23	0,12	0,32	0,36
Vääna	8,04	17,26	4,66	4,60	4,21	0,17	0,40	0,11	0,05	0,05
Keskmine	5,49	5,52	5,44	2,73	2,89	0,11	0,11	0,14	0,07	0,08

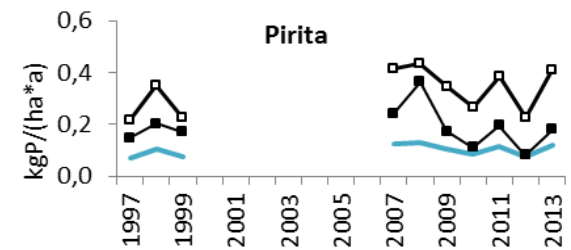
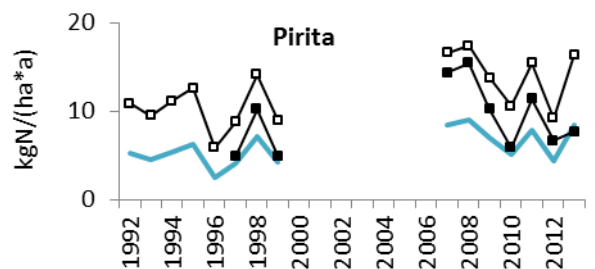
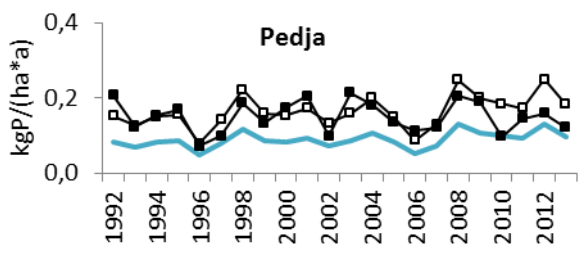
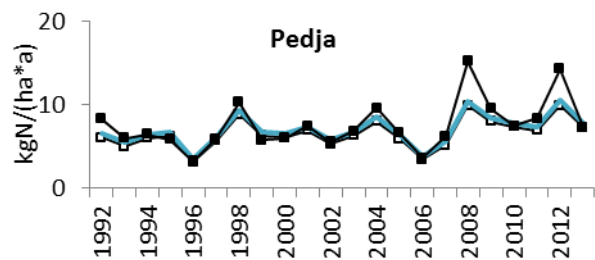
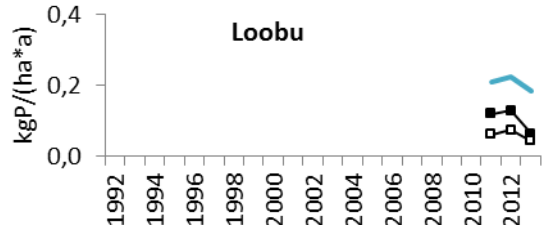
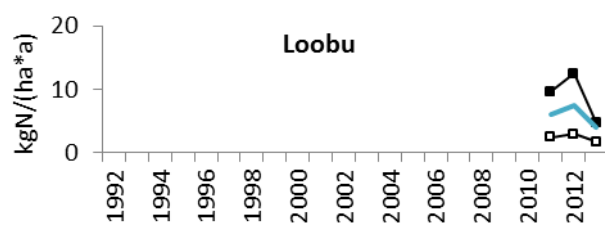
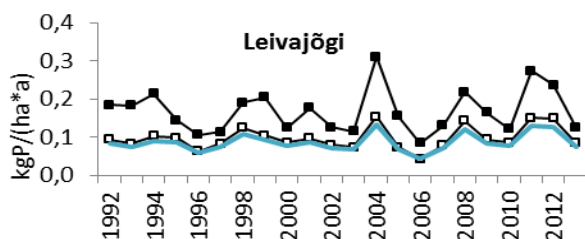
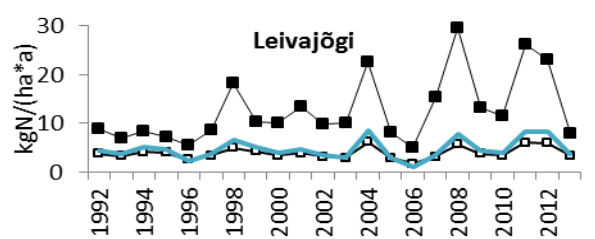
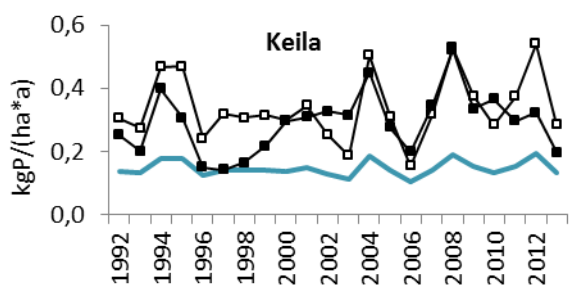
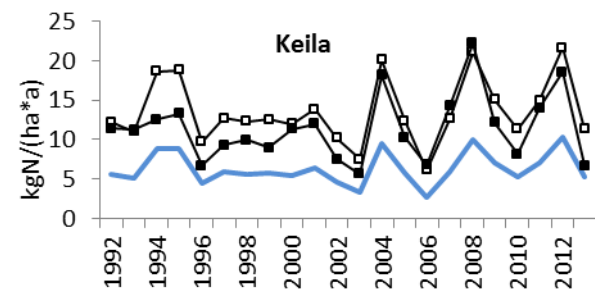
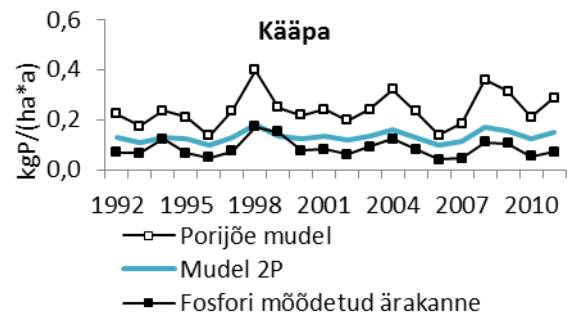
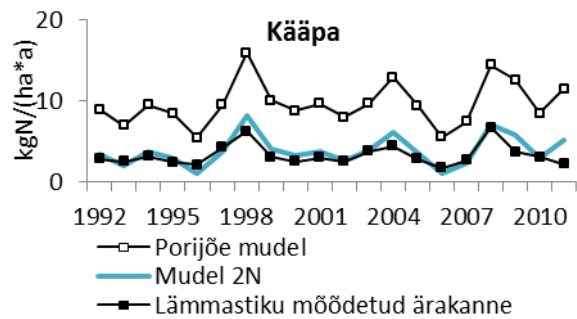
Lisa 3. Jõgede vooluhulga ja seireandmete põhjal arvatud toitainete ärakande vahelised seosed hüdroloogilistel perioodidel.

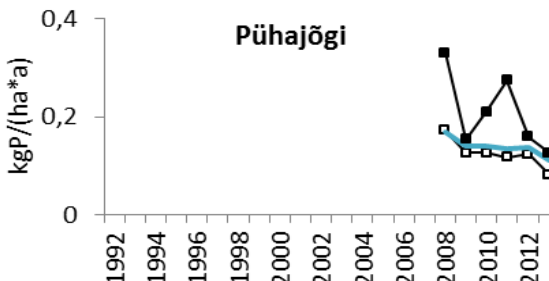
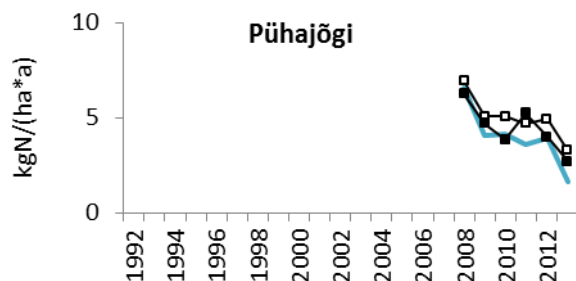
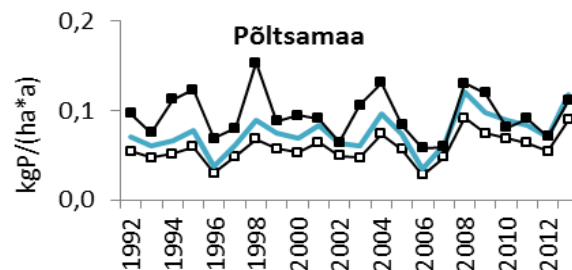
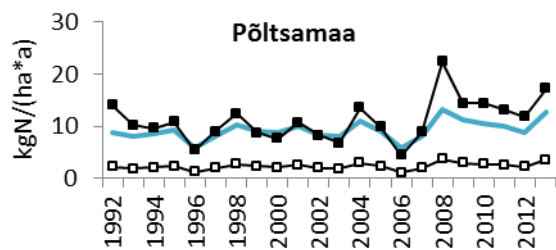
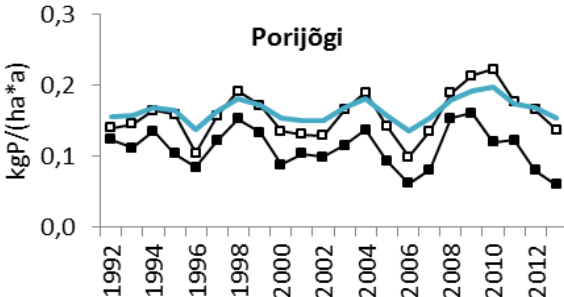
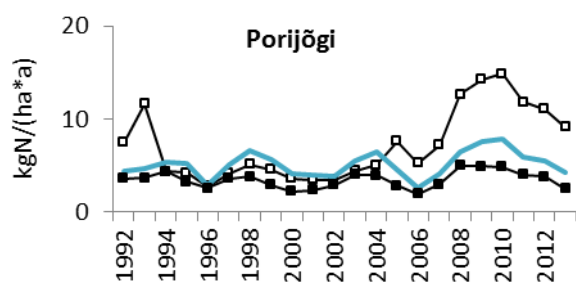
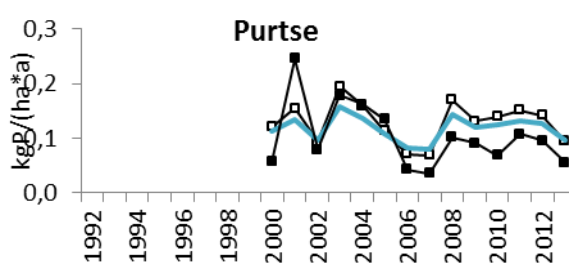
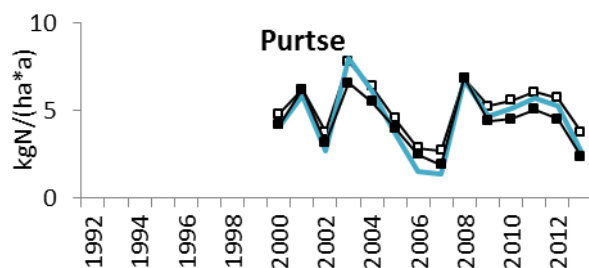
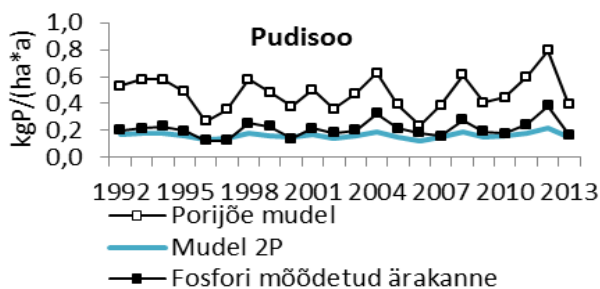
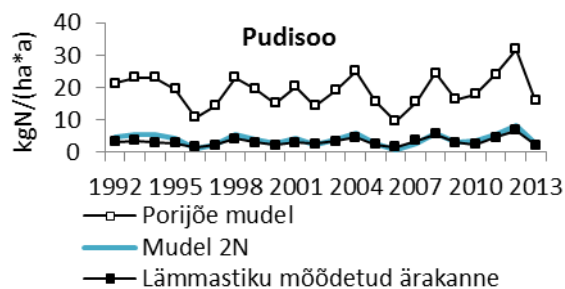


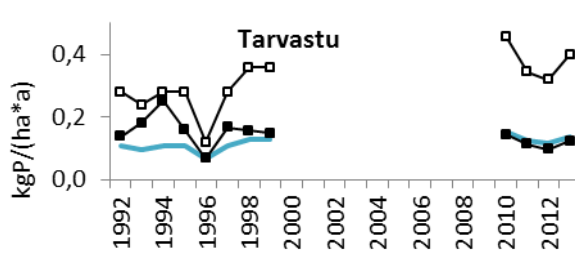
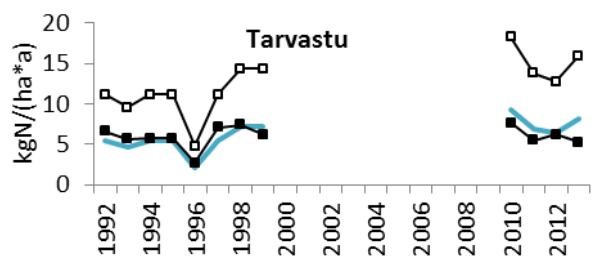
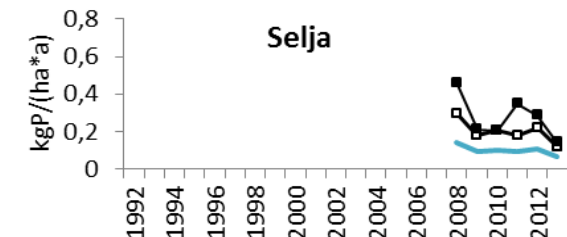
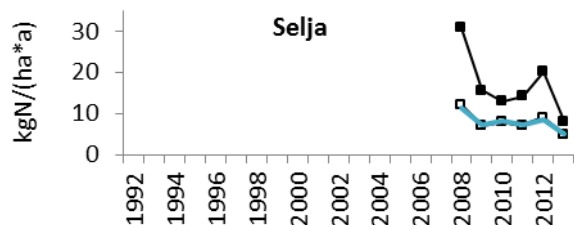
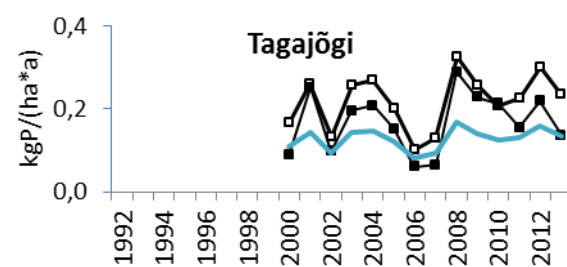
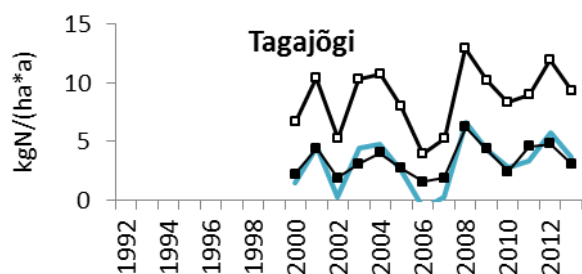
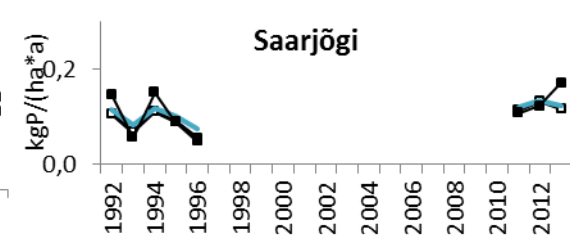
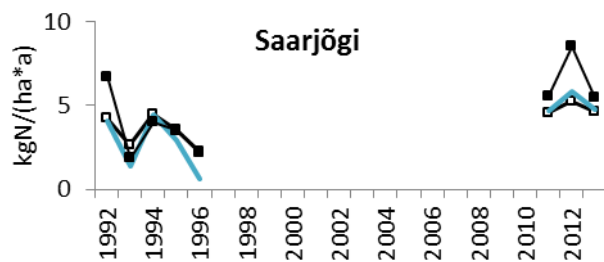
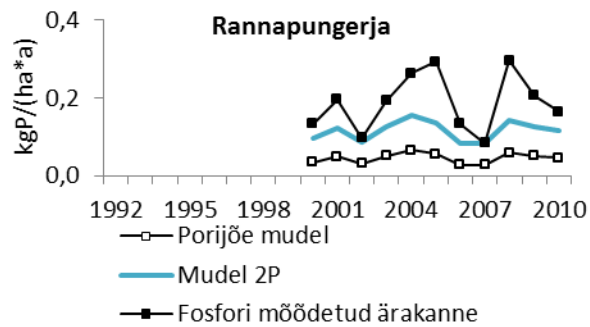
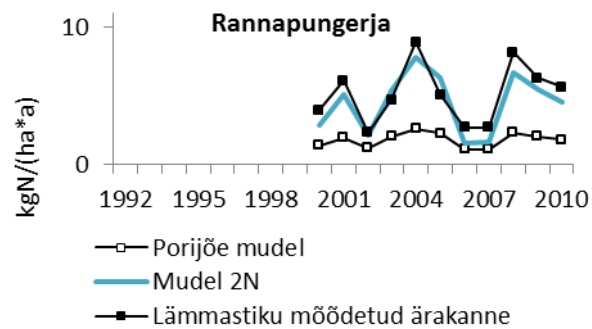


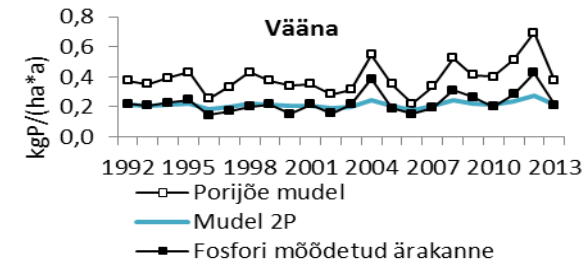
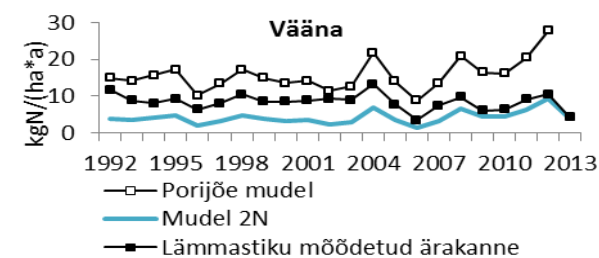
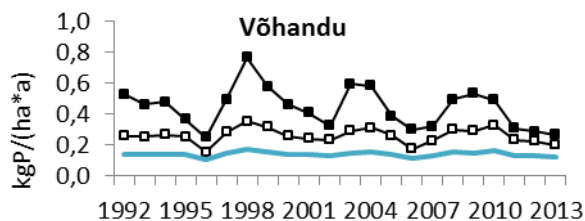
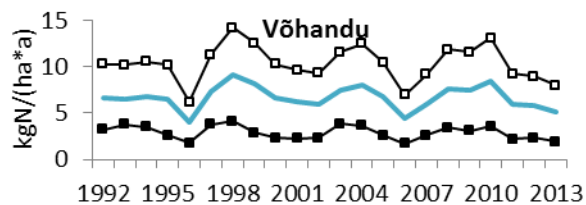
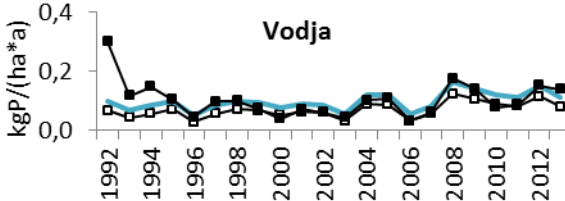
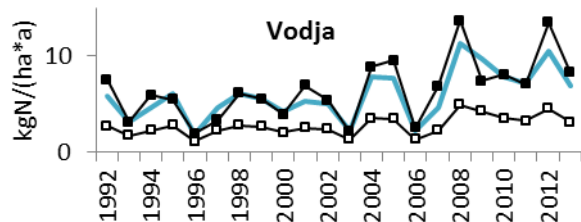
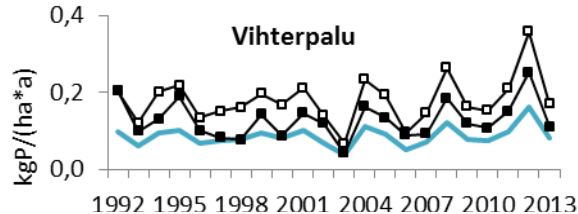
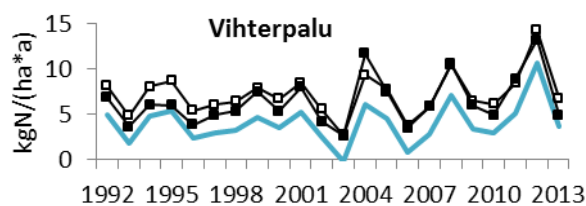
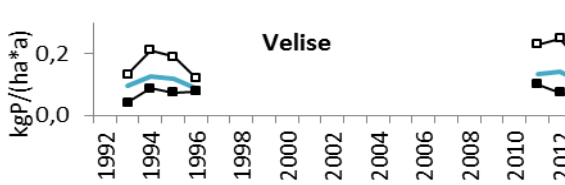
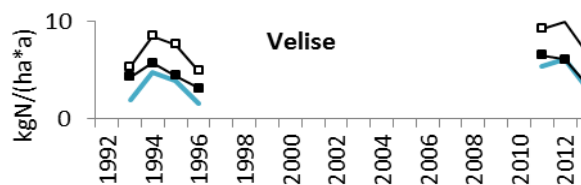
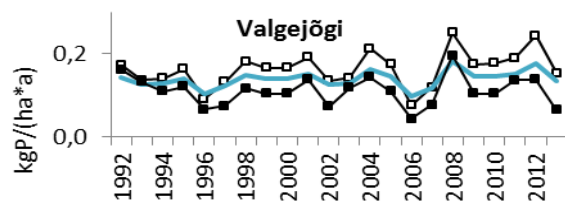
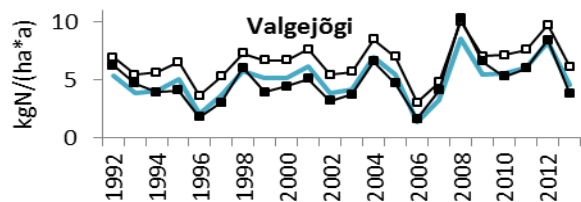
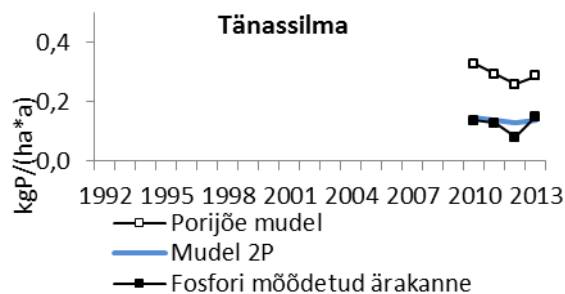
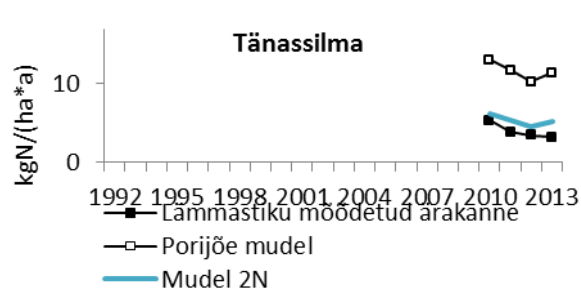
Lisa 4. Seireandmete põhjal arvutatud ja modelleeritud fosfori (vasakpoolne tulp) ja lämmastiku (parempoolne tulp) ärakanne uuritud valglates.











Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anna Palusalu,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Lämmastiku ja fosfori väljakande modelleerimine empiiriliste mudelite abil Eesti jõgedel,

mille juhendajad on Evelyn Uuemaa ja Arvo Järvet

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus **19.05.2015**